NEUE ENTOMOLOGISCHE NACHRICHTEN

aus dem Entomologischen Museum
Dr. Ulf Eitschberger

Beiträge zur Ökologie, Faunistik
und Systematik von Lepidopteren

44. Band ISSN 0722-3773 Juni 1999

SABINE GEISSLER-STROBEL

Landschaftsplanungsorientierte Studien zu Ökologie, Verbreitung, Gefährdung und Schutz der Wiesenknopf-Ameisen-Bläulinge *Glaucopsyche (Maculinea) nausithous* und *Glaucopsyche (Maculinea) teleius*

Verlag: Dr. Ulf Eitschberger, Humboldtstr. 13a, D-95168 Marktleuthen

Einzelpreis: DM 65,– / € 33,50

NEUE ENTOMOLOGISCHE NACHRICHTEN

aus dem Entomologischen Museum
Dr. Ulf Eitschberger

Beiträge zur Ökologie, Faunistik
und Systematik von Lepidopteren

Herausgeber und Schriftleitung:
Dr. ULF EITSCHBERGER,
Humboldtstr. 13a, D-95168 Marktleuthen

ISSN 0722-3773

NEUE ENTOMOLOGISCHE NACHRICHTEN

aus dem Entomologischen Museum
Dr. Ulf Eitschberger

Beiträge zur Ökologie, Faunistik
und Systematik von Lepidopteren



44. Band | ISSN 0722-3773 | Juni 1999

SABINE GEISSLER-STROBEL

Landschaftsplanungsorientierte Studien zu Ökologie, Verbreitung, Gefährdung und Schutz der Wiesenknopf-Ameisen-Bläulinge *Glaucopsyche (Maculinea) nausithous* und *Glaucopsyche (Maculinea) teleius*

Verlag: Dr. Ulf Eitschberger, Humboldtstr. 13a, D-95168 Marktleuthen

meinen Eltern,
Thomas und Malte
gewidmet

Aus dem
Institut für
Landschafts- und Pflanzenökologie
Universität Hohenheim

und dem
Institut für
Landschaftsplanung und Ökologie
Universität Stuttgart

Fachgebiet: Landespflege
Prof. Dr. G. Kaule

Landschaftsplanungsorientierte Studien zu Ökologie, Verbreitung, Gefährdung und Schutz der Wiesenknopf-Ameisen-Bläulinge *Glaucopsyche (Maculinea) nausithous* und *Glaucopsyche (Maculinea) teleius*

Dissertation
zur Erlangung des Grades eines Doktors
der Agrarwissenschaften

vorgelegt der Fakultät III – Agrarwissenschaften I –
(Pflanzenproduktion und Landschaftsökologie)
der Universität Hohenheim

von
Sabine Geißler-Strobel
aus Duisburg
1999



Die vorliegende Arbeit wurde am 7.5.1998 von der Fakultät III der Universität Hohenheim als „Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Agrarwissenschaften" angenommen.

Tag der mündlichen Prüfung:	3.11.1998
Dekan:	Prof. Dr. A. Melchinger
Berichterstatter, 1. Prüfer:	Prof. Dr. G. Kaule
Mitberichterstatter, 2. Prüfer:	PD Dr. J. Settele
3. Prüfer:	Prof. Dr. R. Böcker

Inhalt

Die Nomenklatur der beiden *Glaucopsyche*-Arten folgt dem Vorschlag von Nässig (1995) für ein „modernes phylogenetisch orientiertes Artenverzeichnis" Der bislang gebräuchliche Gattungsname „*Maculinea*" bezeichnet demnach die Kategorie der Untergattung und kann in Klammern hinter den Gattungsnamen *Glaucopsyche* gesetzt werden.

Im Text verwendete Abkürzungen:

S. officinalis:	*Sanguisorba officinalis* Linnaeus, 1753 (Großer Wiesenknopf)
G. nausithous:	*Glaucopsyche nausithous* (Bergsträsser, [1779]) (Dunkler Wiesenknopf-Ameisen-Bläuling)
G. teleius:	*Glaucopsyche teleius* (Bergsträsser, [1779]) (Heller Wiesenknopf-Ameisen-Bläuling)
M. rubra:	*Myrmica rubra* (Linnaeus, 1758) (Rotgelbe Knotenameise)
M. scabrinodis:	*Myrmica scabrinodis* Nylander, 1846 (kein dt. Name gebräuchlich)

1. Einleitung

Fast die Hälfte der europäischen Tagfalterarten ist auf Lebensräume angewiesen, die durch die moderne Landwirtschaft beansprucht werden. Zu diesen gehören auch die beiden nach HEATH (1981) europaweit vom Aussterben bedrohten Tagfalterarten *Glaucopsyche nausithous* und *Glaucopsyche teleius*. Beide Arten besiedeln extensiv genutztes Feuchtgrünland und Grünlandbrachen mit Vorkommen ihrer gemeinsamen Raupenfraßpflanze *Sanguisorba officinalis*. Den Großteil des Lebenszyklus verbringen sie als Parasiten in Ameisenbauten der Gattung *Myrmica*. Die Intensivierung und Nivellierung der Feuchtwiesennutzung, sowie der zunehmende Flächenverbrauch hat seit Beginn der 60er Jahre zu gravierenden, bis heute ungebremsten Lebensraumverlusten für diese beiden hochspezialisierten Arten geführt. *G. teleius* scheint dabei noch stärker durch diese Entwicklungen gefährdet zu sein als *G. nausithous* (vgl. z. B. SCHADEWALD, 1986; ELMES & THOMAS, 1987; KRISTAL & BROCKMANN, 1989; SETTELE, 1990 sowie Kap. 3 und 5). Mögliche Ursachen für diese unterschiedliche Entwicklung herauszufinden und Konsequenzen für effektive Schutzmaßnahmen abzuleiten, ist ein Hauptziel der vorliegenden Arbeit. Hierzu erfolgte eine differenzierende Analyse der Habitatpräferenzen, ökologischen Nischen und Gefährdungsursachen beider Arten (vgl. Kap. 3).
Der zweite Themenschwerpunkt befaßt sich mit einer Langzeituntersuchung zur Wirkung anthropogener Eingriffe sowie unterschiedlicher Managementmaßnahmen auf eine Metapopulation von *G. nausithous*. Trotz der anhaltenden Gefährdung zahlreicher Arten der Kulturlandschaft ist bislang zu entsprechenden Auswirkungen wenig bekannt und es besteht hoher Forschungsbedarf (vgl. z. B. MÜHLENBERG, 1990; PLACHTER, 1991; RECK, 1995 u. a.). Die relevanten Fragestellungen lassen sich nur mit mehrjährigen Analysen oder Langzeitstudien beantworten (z. B. MÜHLENBERG, 1990, 1993; PLACHTER, 1991; HENLE & KAULE, 1991; SETTELE et al., 1996). Dazu gehören u. a.

- die Wirkung und relative Bedeutung unterschiedlicher Gefährdungsfaktoren,
- die Erfassung der Reaktionsfähigkeit und Reaktionsmuster von Populationen auf diese extrinsischen Faktoren,
- die Überprüfung der Effizienz von Naturschutzmaßnahmen im Rahmen von Eingriffs- oder Naturschutzfachplanungen (zu letzteren gehören die Pflege von Naturschutzgebieten, Artenschutzprogramme und Biotopverbundplanungen),
- die Analyse von Metapopulationsstruktur und Metapopulationsdynamik und
- die Analyse von Mosaikzyklen und der damit verbundenen unterschiedlichen Bedeutung einzelner Patches in verschiedenen Jahren.

Das ca. 350 km^2 große Hauptuntersuchungsgebiet im Naturraum Filder südöstlich von Stuttgart bietet „ideale" Vorraussetzungen für eine Studie zur Wirkung anthropogener Eingriffe im Sinne des § 8 BNatSchG, aber auch zur Effizienz unterschiedlicher Naturschutzstrategien auf Populationen von *G. nausithous*. Es gehört zum Ballungsraum Mittlerer Neckar und ist geprägt durch überwiegend intensive agrarische Nutzung und zunehmenden Flächenverbrauch mit zahlreichen Eingriffen wie beispielsweise die Erweiterung des Stuttgarter Flughafens, Ausweisung von Neubaugebieten, Verlegung der Bundesautobahn A 8 und Planung eines Messegeländes. Gleichzeitig wurden aber auch unterschiedliche Biotopverbundmaßnahmen und ein Artenhilfsprogramm für *G. nausithous* umgesetzt. Die potentiellen Habitate sind kleinflächig und z. T. bereits mehrere Kilometer vom nächsten Vorkommen entfernt, über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilt.

G. nausithous kommt noch in vergleichsweise individuenreichen Beständen vor und war seit 1987 Gegenstand mehrerer Untersuchungen:

- 1987 erfolgte für Teilbereiche eine erste Bestandsaufnahme durch SETTELE & GEISSLER (1988). Verbreitungsschwerpunkt im Untersuchungsraum sind Wiesenbrachen, Extensivweiden und Grabenränder mit an die Larvalentwicklung angepaßten Mahdterminen. Die zahlreichen Mähwiesen mit Vorkommen von *S. officinalis* sind dagegen in der Regel aufgrund ungünstiger Mahdtermine als Larvalhabitat ungeeignet. Es zeigte sich, daß zwei der drei festgestellten Hauptvorkommen in kleinflächigen Brachen durch Bebauung akut gefährdet waren.

Tab. 1: Übersicht über die Themenschwerpunkte und die wesentlichen Inhalte, Bezugs- und Zeiträume der Einzeluntersuchungen.

	untersuchte Art/en	wesentliche Inhalte der Untersuchung	Bezugsraum	Zeitraum
Teil I: Differenzierende Analyse der Habitatpräferenzen, ökologischen Nischen und Gefährdungsursachen von *G. nausithous* und *G. teleius*				
Kapitel 3	*G. nausithous* *G. teleius*	• Untersuchung der Unterschiede bzgl. Habitatpräferenzen und räumlicher Verteilung • Differenzierende Beobachtungen zur Ethologie der beiden Arten • Untersuchungen zur Nutzungsabhängigkeit der beiden Wirtsameisen *M. rubra* und *M. scabrinodis*	Oberfranken Mittlerer Neckar, Oberrhein, Pfälzer Wald Mittlerer Neckar	1992 1988-1994 1988, 1991
Teil II: Untersuchungen zur Wirkung anthropogener Veränderungen auf eine Metapopulation von *G. nausithous* im Naturraum Filder				
Kapitel 4 Langzeitstudie zur Wirkung unterschiedlicher Biotopverbundkonzepte und verschiedener Gefährdungsfaktoren auf die Metapopulationsstruktur und Metapopulationsdynamik von *G. nausithous* im Naturraum Filder	*G. nausithous*	• Analyse der Lebensraumverluste und Neuentwicklungen • Dokumentation der Populationsentwicklung auf zwei Gemarkungen mit unterschiedlichen Biotopverbundstrategien • Analyse der Turnoverraten, des Einflusses von Habitatqualität, Flächengröße und Abstand zum nächsten besiedelten Teilgebiet auf die Besiedlungswahrscheinlichkeit • Ableitung methodischer Vorgaben für Habitatverbundplanungen und die Erfassung und Bewertung von *G. nausithous* im Rahmen landschaftsplanerischer Fragestellungen	Mittlerer Neckar - Filder	1987 bis 1995
Kapitel 5 Umsetzung eines Artenhilfsprogramms für *G. nausithous*: Praktische Erfahrungen und erste Ergebnisse	*G. nausithous* (*G. teleius*)	• Kurzbeschreibung des wissenschaftlichen Konzepts • Darstellung der Probleme in der Umsetzungsphase • Analyse der Wirkungen der umgesetzten Maßnahmen anhand einer Erfolgskontrolle und einer Studie zur Entwicklung der Wirtsameisenbestände • Analyse der Chancen zur Wiederbesiedlung der Pflegeflächen durch *G. teleius*	Großraum Stuttgart, Schwerpunkt Filder	1989, 1993 bis 1995
Teil III: Untersuchungen zur Vereinfachung systematischer Verbreitungsanalysen und zur Repräsentanz und Darstellung vorhandener Verbreitungsdaten				
Kapitel 6	*G. nausithous* *G. teleius*	• Überprüfung der Repräsentanz vorhandener Verbreitungsdaten anhand systematischer Kartierungen von 35 MTB-Quadranten • Untersuchungen zur Reduzierung des Arbeitsaufwandes systematischer Verbreitungsanalysen durch Verwendung vorhandener landesweiter Datengrundlagen: Verbreitung der Raupenfraßpfanze und Standortkartierung Baden-Württembergs • Analyse der Aussagefähigkeit vorhandener Verbreitungskarten und Vorstellung aussagefähigerer Darstellungmöglichkeiten für systematische Kartierungsergebnisse	Mittlerer Neckarraum	1991 bis 1995

- 1988 erfolgten weitere Untersuchungen zur Autökologie von *G. nausithous* (GEISSLER, 1990a; GEISSLER & SETTELE, 1990). Mit Hilfe von Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen wurde die Bedeutung der Neubaugebietsbrachen als Ausbreitungszentren (Reservoirpopulationen) und die Relevanz der meist nur wenige m² großen Grabenrandhabitate als Ausbreitungslinien bzw. eigenständiger Lebensraum analysiert. Von der Bebauung waren in der betreffenden Gemeinde 50 % der festgestellten Individuen direkt oder indirekt tangiert. Die Zerstörung ihrer Habitate erschien dennoch ausgleichbar unter der Voraussetzung, daß neue Reservoirpopulationen durch Nutzungsoptimierung entwickelt würden. Für die Grabenränder konnte ihre Funktion als eigenständiger Lebensraum nachgewiesen werden.
- 1989 beauftragte die Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege (BNL) Stuttgart eine wissenschaftliche Begleituntersuchung zu einem Artenhilfsprogramm für *G. nausithous* auf den Fildern, das die Grundlagen zur Stabilisierung der noch bestehenden Populationen erarbeiten sollte (GEISSLER, 1990b). Das Artenhilfsprogramm wird seit 1993 umgesetzt. Von 1993 bis 1995 erfolgten jährlich Erfolgskontrollen.
  Berücksichtigt werden sollten auch möglicherweise noch vorhandene Populationen von *G. teleius*. Allerdings konnte keiner der ehemaligen Fundorte bestätigt werden, obwohl *G. teleius* bis in die 60er Jahre im Stuttgarter Raum ähnlich häufig wie *G. nausithous* und meist mit dieser Art vergesellschaftet war (SCHÄFER, 1980).
- 1987 bis 1995 wurde ein Monitoring von 138 Standorten durchgeführt, die inzwischen in unterschiedliche Biotopverbundmaßnahmen einbezogen wurden.

Aufgrund der unterschiedlichen Bezugs- und Zeiträume und angewandten Methoden werden die einzelnen Fragestellungen in abgeschlossenen Kapiteln getrennt dargestellt. Eine Übersicht über die Themenschwerpunkte sowie den Bezugsraum, die zeitliche Dimension und die Inhalte der einzelnen Untersuchungen gibt Tabelle 1.

Teil I der Arbeit (Kapitel 3) umfaßt die differenzierende Analyse der Habitatpräferenzen, ökologischen Nischen und Gefährdungsursachen beider Arten. Da im Mittleren Neckarraum nur noch zwei kleine Reliktpopulationen von *G. teleius* vorkommen, wurde die Untersuchung zu den Habitatpräferenzen der Imagines an größeren Populationen der Mainaue zwischen Lichtenfels und Zettlitz in Oberfranken durchgeführt. Thema von Teil II (Kapitel 4 und 5) ist die Wirkung anthropogener Veränderungen – Zerstörung von Lebensräumen, unterschiedliche Biotopverbundkonzepte, Maßnahmen des Artenhilfsprogramms – auf Populationen von *G. nausithous* im Filderraum und die Überprüfung der Möglichkeiten zur Wiederbesiedlung durch *G. teleius*. Teil III (Kapitel 6) befaßt sich mit der Vereinfachung systematischer Verbreitungsanalysen und der Repräsentanz und Darstellung vorhandener Verbreitungsdaten.

2. Stand der Forschung

2.1. Einleitung

In Deutschland leben fünf *Glaucopsyche*-Arten der Untergattung *Maculinea*. *G. rebeli* und *G. arion* besiedeln Trockenstandorte, *G. nausithous, G. teleius* und *G. alcon* Feuchtstandorte. Allen gemeinsam ist die Spezialisierung auf jeweils eine oder höchstens zwei Raupenfraßpflanzen. Auch verbringen sie den größten Teil ihres Lebens in Ameisenbauten der Gattung *Myrmica* und ernähren sich dort von Ameisenbrut. Ihre myrmecophile Lebensweise ist in Europa einzigartig und findet in dieser hochspezialisierten Form weltweit nur wenige vergleichbare Beispiele (ELMES & THOMAS, 1987). In den letzten 10 Jahren war ihre komplizierte Biologie und Ökologie Gegenstand zahlreicher Forschungen.

Insbesondere die Arbeitsgruppe von J. A. THOMAS am Institute of Terrestrial Ecology in Großbritannien hat sich um diese Arten verdient gemacht. Einen Überblick geben ELMES & THOMAS (1987), J. A. THOMAS et al. (1989), J. A. THOMAS (1995). Mit der Ökologie von *G. nausithous* und *G. teleius* befaßt sich J. A. THOMAS (1984). Gegenstand der meisten Arbeiten ist die Ökologie der drei anderen Arten: *G. arion, rebeli* und *alcon* (vgl. z. B. ELMES et al., 1991a und b, 1994; HOCHBERG et al., 1992; J. A. THOMAS, 1976, 1977, 1980, 1984; J. A. THOMAS & WARDLAW, 1990, 1992; J. A. THOMAS et al., 1991, 1993; J. A. THOMAS & ELMES, 1992, 1993). Ausgangspunkt der Forschungen war der Rückgang und schließlich, trotz umfangreicher Schutzmaßnahmen, das Aussterben von *G. arion* in Großbritannien, dessen Ursache das fehlende Verständnis für die relevanten ökologischen Zusammenhänge war (J. A. THOMAS, 1980).
Auch in Deutschland wurden in den letzten Jahren mehrere Arbeiten zu Verbreitung, Habitatansprüchen, Ökologie, Ausbreitungsverhalten und Populationsdynamik dieser Arten durchgeführt. *G. teleius* und/oder *G. nausithous* sind Gegenstand der Untersuchungen von BINZENHÖFER (1997), GARBE (1993), GEISSLER (1990a und b), GEISSLER & SETTELE (1990), LAUX (1995), SETTELE (1990a und b, 1992, 1998), SETTELE & GEISSLER (1989). Mit *G. arion* bzw. *G. rebeli* beschäftigen sich PAULER et al. (1995), PAULER-FÜRSTE et al. (1996) und KOCKELKE et al. (1994). FIEDLER untersuchte die physiologischen, morphologischen und ethologischen Anpassungen der Raupen an das Zusammenleben mit den Ameisen, wofür *G. nausithous* und *G. teleius* gute Beispielorganismen darstellten (MASCHWITZ & FIEDLER, 1988; FIEDLER, 1988, 1990).
Eine weitere Arbeitsgruppe befaßt sich in den Niederlanden mit der Wiedereinbürgerung der dort bereits ausgestorbenen Arten *G. nausithous* und *G. teleius* (WYNHOFF, 1991; WYNHOFF & VAN DER MADE, 1995).
Die Biologie dieser fünf Arten ist damit vglw. umfassend erforscht. Einen Überblick über den aktuellen Kenntnisstand gibt J. A. THOMAS (1995). Zu Managementempfehlungen liegen dagegen für *G. teleius* bislang nur wenige wissenschaftlich fundierte Angaben vor (z. B. ELMES & THOMAS, 1987).

2.2. Gesamtverbreitung und Gefährdungssituation

G. teleius ist von Zentraleuropa bis nach Asien und Japan verbreitet (ELMES & THOMAS, 1987). *G. nausithous* galt bislang als eine der wenigen in der BRD vorkommenden europaendemischen Tagfalterarten (KUDRNA, 1986; ELMES & THOMAS, 1987). Auch wenn sie nach neueren Angaben östlich bis nach Westsibirien (LUKHTANOV & LUKHTANOV, 1994) und südlich bis nach Anatolien (HESSELBARTH et al., 1995) vorkommt und ihre Verbreitung damit nicht ausschließlich auf den europäischen Raum beschränkt ist, so hat sie hier in jedem Fall ihren Verbreitungsschwerpunkt.

Die Lebensräume der beiden Arten liegen in Zonen, die von der modernen Landwirtschaft beansprucht werden (vgl. z. B. ELMES & THOMAS, 1987; HOCHBERG et al., 1992). Europaweit wurden sie von HEATH (1981) als „endangered" eingestuft. Dieser extremen Gefährdungseinschätzung und ihrem europäischen Verbreitungsschwerpunkt trägt ihre Aufnahme in Anhang II der Berner Konvention Rechnung - dort gehören sie als zwei von 10 Tagfalterarten zu den streng zu schützenden Arten. Auch in Anhang II und IV der FFH Richtlinie (RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN, 1992) sind sie als Arten von gemeinschaftlichem Interesse aufgeführt, „für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen"
Dennoch ist die Vernichtung ihrer Lebensräume scheinbar ungebremst. Besonders betroffen sind aktuell u. a. die Bestände in Südfrankreich und den osteuropäischen Ländern (J. A. THOMAS, 1995), die von ELMES & THOMAS (1987) als Verbreitungsschwerpunkte mit z. T. noch guten Beständen genannt wurden, aber bereits damals gefährdet erschienen.

Aufgrund der sehr ähnlichen Imaginalverbreitung und identisch erscheinenden Ökologie werden beide Arten in den Roten Listen noch mehrfach in derselben Gefährdungskategorie geführt (vgl. Tab. 2). In einem Teil der textlichen Begründungen finden sich aber Hinweise auf mögliche, wesentliche Unterschiede der Gefährdungssituation innerhalb der Geltungsbereiche, die jedoch aufgrund der angenommenen identischen Gefährdungsursachen (z. B. SCHURIAN, 1984; EBERT & RENNWALD, 1991) bislang erst

in einem Teil der neueren Roten Listen zu einer differenzierten Einstufung geführt hat (z. B. GELBRECHT & WEIDLICH, 1992; GEYER & BÜCKER, 1992; KRISTAL & BROCKMANN, 1989; REINHARDT & THUST, 1991; THUST, 1993). Höhere Abundanzen von *G. nausithous* gegenüber *G. teleius* und eine höhere Empfindlichkeit von *G. teleius* gegenüber Nutzungsänderungen wurden zumindest für Deutschland von zahlreichen Autoren festgestellt (z. B. SCHADEWALD, 1986; FIEDLER, 1990; SETTELE, 1990; KUDRNA, 1995; LAUX, 1995; BINZENHÖFER, 1997; vgl. auch Kap. 3).

Tab. 2: Rote Liste Einstufung von *G. nausithous* und *G. teleius* für unterschiedliche Geltungsbereiche (Auswahl):

Geltungsbereich	*G. nausithous*	*G. teleius*	Quelle
Europa	1	1	HEATH (1981)
BRD (alte Bundesländer)	3	3	PRETSCHER et al. (1994)
BRD (neue Bundesländer)	2	1	GELBRECHT & WEIDLICH (1992a)
Sachsen Anhalt	1	1	GROSSER (1993)
Brandenburg	1	1	GELBRECHT & WEIDLICH (1992b)
Sachsen	3	1	REINHARDT & THUST (1991)
Thüringen	2	1	THUST (1993)
Baden-Württemberg	2	2	EBERT & RENNWALD (1991)
Bayern	3	2	GEYER & BÜCKER (1992)
Rheinland-Pfalz	2	2	BLÄSIUS et al. (1992)
Hessen	5	2	KRISTAL & BROCKMANN (1989)

2.3. Lebensraum

Hauptlebensraum beider Arten sind frische bis feuchte, extensiv genutzte Standorte mit Vorkommen der Raupenfraßpflanze *S. officinalis* (Großer Wiesenknopf). Entsprechende Lebensräume finden sich v. a. in den Tälern entlang von Flüssen, Bächen und Gräben an besonnten Standorten auf lehmigen bis tonigen Böden mit hohem natürlichem Nährstoffpotential. Als ursprünglicher Lebensraum sind offene Standorte innerhalb der Auwaldkomplexe (z. B. „Biberwiesen") und entsprechende Niedermoorbereiche anzusehen. Beide Arten benötigen Habitate, die in der Zeit von Anfang/Mitte Juni bis Anfang/ Mitte September nicht gemäht werden, um eine optimale Entwicklung der Raupen in den Pflanzen zu gewährleisten. Deshalb sind mehrschürige Mähwiesen ohne abgestimmte Mahdtermine als Lebensraum ungeeignet. *G. teleius* kommt in der Schweiz (ELMES & THOMAS, 1987) und in Baden-Württemberg (EBERT & RENNWALD, 1991) am häufigsten in Streuwiesen vor, *G. nausithous* dagegen in mehrjährigen Brachestadien (ELMES & THOMAS, 1987; SETTELE & GEISSLER, 1988; EBERT & RENNWALD, 1991).

2.4. Biologie

G. nausithous und *G. teleius* haben eine sehr ähnliche Biologie, und auch die Habitatansprüche entsprechen sich weitgehend, weshalb sie häufig gemeinsam vorkommen.

Die Hauptflugzeit dieser univoltinen Arten reicht von Mitte Juli bis Mitte August, wobei sie bei *G. teleius* z. T. wenige Tage eher beginnt und entsprechend früher endet (z. B. EBERT & RENNWALD, 1991). Die Falter schlüpfen über die gesamte Flugzeit, die Individuallebensdauer beträgt meist nur wenige Tage (bspw. fünf Tage nach ELMES & THOMAS, 1987). Zeitlich parallel verläuft auch die Entwicklung der Raupen- und Puppenstadien.

Die Hauptnektarquelle ist für *G. nausithous* identisch mit der Raupenfraßpflanze *S. officinalis* (ELMES & THOMAS, 1987; WEIDEMANN, 1986). Dagegen variieren die Angaben zur Hauptnektarquelle von *G. te-*

leius. Nach EBERT & RENNWALD (1991) ist dies ebenfalls *S. officinalis*, J. A. THOMAS (1984) stellte *Vicia cracca* als wichtigste Nahrungsquelle der Imagines fest.
Die Eiablage erfolgt in die Blütenköpfe der Raupenfraßpflanze, in denen die ersten drei Larvalstadien endophytisch leben. Mehrfachbelegungen sind dabei für *G. nausithous* eher die Regel als die Ausnahme. Die Raupen schlüpfen nach vier bis 10 Tagen (ELMES & THOMAS, 1987). Im Unterschied zu *G. nausithous* kann sich von den wesentlich größeren *G. teleius*-Raupen in der Regel nur eine pro Blütenkopf entwickeln (J. A. THOMAS, 1984; ELMES & THOMAS, 1987; FIEDLER, 1990). Bis zum dritten Larvalstadium sind die Raupen nicht in der Lage, nach einer Mahd einen anderen Blütenstand zu erreichen und auch danach ist dies für die nur wenige Millimeter großen Larven nur sehr eingeschränkt möglich (SCHROTH & MASCHWITZ, 1984). Deshalb dürfen ihre Lebensräume in der Zeit der endophytischen Larvalentwicklung nicht gemäht werden.
Die Auswahl der Pflanzen und Blütenköpfe erfolgt unabhängig davon, ob Bauten der Wirtsameisen in erreichbarer Nähe sind (J. A. THOMAS et al., 1989; J. A. THOMAS & ELMES, 1992; FIEDLER, 1990). Im Gegensatz zu diesen Ergebnissen stehen die Angaben von WYNHOFF & VAN DER MADE (1995), die für *G. nausithous* Korrelationen zwischen Nestdichte und Eiablagedichte fanden, nicht aber für *G. teleius* und auch nicht für die Dichte der Imagines.

Nach der dritten Häutung, zwei bis drei Wochen nachdem die Raupen aus dem Ei geschlüpft sind, lassen diese sich auf die Erde fallen und warten bis sie von einer Arbeiterin ihrer Wirtsameise adoptiert und in deren Bauten eingetragen werden (J. A. THOMAS et al., 1989; FIEDLER, 1990). Zu diesem Zeitpunkt haben sie erst ca. 1-2 % ihres endgültigen Gewichts erreicht. In den Ameisenbauten ernähren sie sich räuberisch von der Ameisenbrut (J. A. THOMAS, 1995). Die Überwinterung erfolgt im Diapausestadium tief im Nest (ELMES & THOMAS, 1987). Erst im Frühjahr fangen sie wieder an zu fressen und im Frühsommer, zwei bis drei Wochen vor dem Schlupf, erfolgt dann die Verpuppung (J. A. THOMAS, 1995).
Werden die Raupen innerhalb von ein bis zwei Tagen nicht adoptiert, verhungern sie. Die Adoption von *G. nausithous* erfolgt im Gegensatz zu *G. teleius* schneller und effektiver (FIEDLER, 1990). In den Ameisenbauten kann sich von *G. teleius* ebenso wie in den Blütenköpfen i.d.R. nur eine Larve entwickeln, von *G. nausithous* dagegen mehrere (ELMES & THOMAS, 1987; FIEDLER, 1990). Alle *Glaucopsyche*-Arten der Untergattung *Maculinea* haben ihren spezifischen Hauptwirt. Die Adoption der Larven erfolgt zwar durch jede *Myrmica*-Art, eine erfolgreiche Entwicklung zum Imago konnte bei *G. nausithous* aber nur in Nestern von *M. rubra*, bei *G. teleius* überwiegend bei *M. scabrinodis* (zu 84 %) und vereinzelt in Nestern von *M. rubra, sabuleti* und *vandeli* festgestellt werden (J. A. THOMAS et al., 1989). Regionale Unterschiede in der Wirtsspezifität wurden nur bei der Schwesterart *G. alcon* beobachtet (ELMES et al., 1994). Ameisen sind Feinde von Schmetterlingsraupen. Für ihre spezialisierte Lebensweise haben die genannten *Glaucopsyche*-Arten deshalb morphologische, physiologische und ethologische Anpassungen entwickelt, die sehr detailliert z. B. bei ELMES & THOMAS (1987) und MASCHWITZ & FIEDLER (1988) beschrieben werden.
Eine **erfolgreiche Entwicklung** ist nur möglich, wenn die Wirtsameisen in **hohen Nestdichten** vorkommen und damit für die Raupen eine ausreichende Wahrscheinlichkeit besteht, nach Verlassen der Pflanzen auch gefunden und adoptiert zu werden. Die Pflanzen müssen dafür etwa im Umkreis von 2 m zu einem Nest liegen (J. A. THOMAS & ELMES, 1992; ELMES & THOMAS, 1992). Jede Art kann nur in dem Sukzessionsstadium aller potentiellen Habitate mit Vorkommen ihrer Raupenfraßpflanze überleben, in dem auch die Wirtsameisenart häufig ist. Für das Überleben der Population schätzen die Autoren, daß für die „räuberischen Arten" (s. u.), zu denen auch *G. nausithous* und *G. teleius* gehören, etwa 50 % der Pflanzen im Aktionsradius der Wirtsameisen liegen müssen. Nach Ergebnissen eines Simulationsmodells von POETHKE et al. (1994), basierend auf Literaturangaben und umfangreichen Freilanduntersuchungen von PAULER et al. (1995) und PAULER-FÜRSTE et al. (1996) zu *G. arion* in Südwestdeutschland, ist die Überlebenswahrscheinlichkeit der Populationen primär abhängig von der Wirtsameisendichte und ihrem relativen Anteil zu anderen Ameisenarten. Nach ELMES & THOMAS (1992) ist auch die **Größe der Nester** für eine erfolgreiche Entwicklung von ausschlaggebender Bedeutung. Die Nester sollten mindestens 400 Arbeiterinnnen haben, damit sich eine Raupe erfolgreich entwickeln kann. In Gebieten mit hohen Ameisendichten können sich die Larven gelegentlich auch von

mehr als einem Nest ernähren, wenn die Ameisen nach Verlust der gesamten Brut das Nest verlassen und dieses von einer anderen Kolonie der Wirtsameise wiederbesiedelt wird. Auch der **Status der Ameisenvölker** ist für das Überleben von Bedeutung. J. A. THOMAS & WARDLAW (1990, 1992) konnten bei *G. arion* einen sogenannten „queen effect" beobachten. Die Mortalität der Larven war in Nestern mit Königinnen dreimal höher als in Nestern ohne Königin. In Nestern mit Königinnen attackieren die Arbeiterinnen die großen weiblichen Ameisenlarven, die sich zu Königinnen entwickeln würden. Dieses Schicksal trifft dann häufig auch die Schmetterlingsraupen, während sie die Größe einer Königinnenlarve durchlaufen.

Unter den *Glaucopsyche*-Arten der Untergattung *Maculinea* kann zwischen primitiven und höher entwickelten Arten, den sogenannten „cockoo"-Arten unterschieden werden. Die „primitiven" Arten *G. arion* und *G. teleius*, bieten den Ameisen bei der Adoption Zuckersäfte zur Befriedung, leben in den Ameisenbauten räuberisch und halten sich außer zum Fressen abseits der Arbeiterinnen und der Brut auf (J. A. THOMAS & WARDLAW, 1992). Die „cockoo"-Arten, *G. rebeli* und *G. alcon* mimen die Ameisenlarven so perfekt, daß sie von den Ameisen wie eigene Larven gefüttert werden und die Zuckersekretion zur Befriedung nicht mehr benötigen (FIEDLER, 1990). So nutzen sie die Wirtsameisen effizienter auf einer niedrigeren trophischen Ebene, und es können sich deshalb mehr Larven je Nest erfolgreich entwickeln (z. B. bei *G. rebeli* sechs mal mehr als bei den räuberischen Arten). *G. nausithous* nimmt bezüglich dieser Einordnung eine Zwischenstellung ein: Zuckersekretion kann nicht mehr beobachtet werden, aber in den Nestern leben sie räuberisch.

Bemerkenswert ist außerdem noch, daß vier der fünf Arten einen spezifischen Parasitoiden haben. Diese sind nie in hohen Dichten und nur in einer Minderheit der Habitate anzutreffen (J. A. THOMAS & ELMES, 1992). Wie hochgradig diese Parasitoide gefährdet sein müssen, kann bislang nur erahnt werden.

2.5. Populationsökologie

Die meisten Tagfalterarten existieren als Metapopulationen (C. D. THOMAS, 1995). Diese sind definiert als Ansammlungen weitgehend getrennter lokaler Populationen, die durch Extinktions- und Kolonisationsprozesse geprägt sind (vgl. SETTELE, 1998). Auch *G. nausithous* und *G. teleius* existieren i. d. R. als Metapopulationen (z. B. SETTELE et al., 1996). Typische Populationsstruktur ist für beide Arten das Vorkommen in weitgehend getrennten Kolonien mit nur einigen Dutzend Faltern auf weniger als 1 ha Fläche. Gelegentlich können aber auch sehr große Populationen von mehreren tausend Faltern beobachtet werden, auch wenn diese selten sind.
Die Falter sind nach ELMES & THOMAS (1987, 1992) und BINK (1992) sehr standorttreu. Neuere Ergebnisse zum Dismigrationsverhalten aus Fang-Wiederfanguntersuchungen haben allerdings gezeigt, daß zumindest ein Teil der Falter Entfernungen von mehr als 1 km zurücklegt. Die weiteste nachweislich gewanderte Strecke betrug für *G. nausithous* 5100 m (BINZENHÖFER, 1997) und für *G. teleius* 2500 m (vgl. BINZENHÖFER, 1997; SETTELE et al., 1996). Aufgrund dieses bislang bekannten Verbreitungspotentials geht SETTELE (1998) davon aus, daß *G. nausithous* die vagilere der beiden Arten ist. Dagegen kommen LAUX (1995) und BINZENHÖFER (1997) aufgrund zahlreicher Indizien zum gegenteiligen Schluß. *G. teleius* weist demnach gegenüber *G. nausithous* geringere Wiederfangquoten auf, was durch höhere Auswanderungsraten bedingt sein kann und wurde außerdem von LAUX (1995) häufiger in habitatfremden Strukturen beobachtet. Auch der Anteil von Individuen mit Mindestwanderstrecken von mehr als 1000 m lag bei *G. teleius* mit 10 % höher als bei *G. nausithous* mit 5 % (BINZENHÖFER, 1997). Hinzu kommt, daß die weit entfernte Fläche, die zur registrierten Mindestwanderstrecke von 5100 m für *G. nausithous* geführt hat, nur einmal begangen wurde und dieses Ergebnis damit zwar von großer Bedeutung, aber geringer Repräsentanz ist. Schließlich war auch der Stichprobenumfang (Anzahl markierter Individuen) in beiden Arbeiten für *G. teleius* deutlich geringer, so daß sich auch von daher noch eine signifikant geringere Wahrscheinlichkeit ergibt, solche Weitstreckenwanderungen überhaupt feststellen zu können.

Mit den theoretischen Grundlagen des Metapopulationskonzepts befaßt sich Kap. 4 ausführlich, weshalb an dieser Stelle nicht weiter darauf eingegangen werden soll.

2.6. Gefährdungsursachen

Hauptgefährdungsursache ist zweifellos die Modernisierung der Landwirtschaft in West- und jetzt auch in Osteuropa (Elmes & Thomas, 1987; J. A. Thomas & Elmes, 1992). Jahrhundertealte Nutzungssysteme werden oft innerhalb kürzester Zeit aufgegeben (Elmes & Thomas, 1992). Neben der Vernichtung der Lebensräume durch Umwandlung in Ackerland führen die Nutzungsänderungen zu nicht an die Entwicklung der Larven angepaßten, großflächig einheitlichen Mahdterminen und zur Verdrängung der geeigneten Wirtsameisen. Dies geschieht sowohl durch Nutzungsintensivierung als auch durch Nutzungsaufgabe. Entwässerung und der Einsatz granulierter Dünger führen zu höherer Wüchsigkeit der Standorte und ermöglichen häufigere Mahd, die eine erfolgreiche Entwicklung der Larven in den Wiesenknöpfen verhindert (vgl. z. B. Hölzinger, 1987; Schurian, 1984 und Elmes & Thomas, 1987). Verstärkte Düngung, verbunden mit dichterer Grasschicht, aber auch das Brachfallen mit Verbuschung der Standorte bewirken v. a. die Verdrängung der *M. scabrinodis*-Bestände (Elmes & Thomas, 1987). Von der Umwandlung in Ackerland sind Niederungs-, Feucht- und Streuwiesen besonders betroffen; sie werden auf den nährstoffreichen Aueböden häufig durch Maisanbau ersetzt (Hölzinger, 1987).

2.7. Habitatmanagement

Zum Habitatmanagement gibt es zahlreiche, z. T. sehr unterschiedliche Angaben. Übereinstimmend wird von den meisten Autoren die höhere Empfindlichkeit von *G. teleius* gegenüber längerfristigem Brachfallen eingeschätzt und die Notwendigkeit früher bzw. später Mahdtermine für das Überleben der Raupen in den Pflanzen. Die Mahdhäufigkeit variiert dagegen beträchtlich und wird meist aus der regionalen Nutzung der besiedelten Habitate abgeleitet. Elmes & Thomas (1987) schlagen für die Lebensräume in der Schweiz vor, die Habitate von *G. nausithous* jedes Jahr zu ein Sechstel zu mähen. Sie vermuten, daß dieser Nutzungsrhythmus auch für *G. teleius* geeignet ist, für diese Art aber ein zweijähriger Rhythmus optimal wäre. Laux (1995) folgert aus ihren Untersuchungen, daß beide Arten drei- bis fünfjährige Brachen benötigen, weist aber auch darauf hin, daß ein zweijähriger Mahdrhythmus für *G. teleius* vermutlich günstiger wäre. Nach Ebert & Rennwald (1991) besiedelt *G. teleius* in Baden-Württemberg bevorzugt einmal jährlich im Herbst gemähte Streuwiesen. Diese Pflege ist demnach in vollem Umfang auch für den Schutz von *G. nausithous* anwendbar.

Teil I: Differenzierende Analyse der Habitatpräferenzen, ökologischen Nischen und Gefährdungsursachen von *Glaucopsyche nausithous* und *Glaucopsyche teleius*

3. Differenzierende Analyse der Habitatpräferenzen, ökologischen Nischen und Gefährdungsursachen von *Glaucopsyche nausithous* und *Glaucopsyche teleius* und Ableitung geeigneter Schutz- und Entwicklungskonzepte

3.1. Einleitung

G. nausithous und *G. teleius* treten an vielen Stellen syntop auf und besetzen scheinbar nahezu identische ökologische Nischen. Trotz ihrer sehr ähnlichen Ökologie zeigen mehrere aktuelle, großräumige Bestandserhebungen in Rheinland Pfalz (Settele, 1990a, 1998), Hessen (Kristal & Brockmann, 1989) und im Mittleren Neckarraum (vgl. Kap. 6), daß *G. teleius* wesentlich stärker gefährdet ist als *G. nausithous* (vgl. auch Kap. 2). Während von *G. nausithous* immer wieder neue Populationen entdeckt werden (Elmes & Thomas, 1987; Settele, 1990a und Kap. 6), ist *G. teleius* meist nur lokal anzutreffen und an vielen ehemaligen Fundorten verschwunden (vgl. z. B. für die Schweiz Elmes & Thomas, 1987; für Baden-Württemberg Ebert & Rennwald, 1991; für Hessen Kristal & Brockmann, 1989). Schadewald (1986) bemerkte dazu, daß beide Arten auf anthropogene Veränderungen ihrer Biotope sehr empfindlich reagieren, *G. teleius* aber anscheinend zuerst verschwindet, während sich *G. nausithous* noch einige Zeit halten könne.

Im vorliegenden Kapitel sollen die Ursachen dieser unterschiedlichen Gefährdungssituation, die eng mit der Differenzierung der ökologischen Nischen beider Arten zusammenhängen muß, genauer analysiert werden.
Die Habitatpräferenzen und das Verbreitungsmuster der Imagines wurden am Beispiel von Populationen der Mainaue zwischen Lichtenfels und Zettlitz in Oberfranken untersucht. Die Kartierung erfolgte 1992 im Auftrag des Instituts für Landschaftsplanung und Ökologie der Universität Stuttgart, in Vorbereitung des landschaftspflegerischen Begleitplans zur Verlegung der B173n (vgl. Geissler & Walter, 1993). Untersuchungen zu den Habitatpräferenzen der Wirtsameisen wurden im Mittleren Neckarraum von der Autorin und von Vennemann (1996) im Rahmen ihrer Diplomarbeit durchgeführt. Hinweise für eine mögliche Differenzierung von Larval- und Imaginalhabitaten wurden außerdem aus ethologischen Untersuchungen zum Eiablageverhalten und zur Nektaraufnahme abgeleitet.

3.2. Untersuchungen zu Habitatpräferenzen und räumlicher Verteilung der beiden *Glaucopsyche*-Arten (Oberfranken)

3.2.1. Methodik

Innerhalb des ca. 16 km^2 großen Untersuchungsraumes wurden 1992 flächendeckend die potentiellen Lebensräume der beiden Arten mit Beständen der Raupenfraßpflanze *S. officinalis* im Maßstab 1:5.000 erfaßt und ihre aktuelle Nutzung dokumentiert (vgl. auch Abb. 1):

Wiesenkomplexe mit

- **Intensivwiesen**: überwiegend zwei-, z.T. auch dreischürig, differenziert nach Bereichen mit nur vereinzelten Vorkommen der Raupenfraßpflanze (Deckungsgrad r nach Braun-Blanquet, 1964) und Bereichen mit regelmäßigen, z.T. sehr individuenreichen Vorkommen (Deckungsgrade +, 1, 2 oder 3).

- **hohem Anteil Extensivwiesen**: kleinräumige Nutzungsmosaike mit hohem Anteil unregelmäßig gemähter, ein- bis maximal zweischüriger, sehr artenreicher Wiesen, die durch hohe Deckungsgrade „magerkeitszeigender" und „lichtbedürftiger" Arten wie *Centaurea jacea, Knautia arvensis, Vicia cracca*, in sehr armen Ausprägungen auch durch *Succisa pratensis* gekennzeichnet sind; bei seltener Mahd kam häufig *Lythrum salicaria* in diesen Wiesen vor.

Abgegrenzte Einzelhabitate

- **Wiesenbrache**: zumeist mehrjährig, mindestens aber seit dem Vorjahr ungemäht.
- **Saumstruktur**: zum Zeitpunkt der Kartierung noch nicht gemäht.

Die als „Intensivwiesen" bezeichneten Wiesenknopfhabitate sind nur z. T. auch Intensivwiesen im landwirtschaftlichen Sinne. Sie werden im Gegensatz zu den hier beschriebenen Extensivwiesen aber bereits zwei- bis dreimal jährlich gemäht und stärker gedüngt. Nach der Anleitung zur korrekten Einschätzung von Intensitätsstufen der Grünlandnutzung von Bockholt et al. (1996) sind die überwiegend zweischürigen Wiesen mit Feuchtezahlen zwischen 5 und 6 (vgl. Geissler, 1990a; Vennemann, 1996), in denen *S. officinalis* noch individuenreich vorkommt, halbintensiv und nur die dreischürigen auch im landwirtschaftlichen Sinne intensiv genutzt.

Zur Erfassung der beiden Tagfalterarten wurden gleichzeitig in einer einmaligen Übersichtsbegehung zur Hauptflugzeit der beiden Arten, Ende Juli/Anfang August, alle potentiellen Habitate nach deren Vorkommen abgesucht und für *G. teleius* unter Angabe der festgestellten Individuenzahlen, für *G. nausithous* aufgrund der zahlreichen Vorkommen unter Angabe von Häufigkeitsklassen notiert (vgl. auch Abb. 1).
Für die grobe Abschätzung der insgesamt beobachteten Individuen von *G. nausithous* wurden den jeweiligen Häufigkeitsklassen folgende Werte für die Berechnung gegenübergestellt:

für abgegrenzte Einzelflächen	für größere Wiesengebiete
• = 1 Individuum	• = 1–5 (je nach Größe des Gebietes)
● = 5 Individuen	● = 6–10 (je nach Größe des Gebietes)
⬤ = 15 Individuen	

Für große Teile des Untersuchungsgebiets existiert eine detaillierte vegetationskundliche Kartierung von Menz (1991), auf die für die Interpretation der Daten zurückgegriffen wurde.

Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen zu *G. nausithous* haben gezeigt, daß bei einer einmaligen Kartierung größere Teilpopulationen zuverlässig erfaßt werden, weshalb diese Vorgehensweise einen ausreichenden Überblick über Besiedlungsschwerpunkte geben kann; im Bereich sehr kleiner Teilpopulationen beinhaltet sie aber hohe Fehlerquoten (vgl. Geissler, 1990a und Kap. 4.2.2.).

3.2.2. Ergebnisse und Diskussion

Nutzungsabhängige Verbreitung von *S. officinalis* (vgl. auch Abb. 1)

S. officinalis ist in fast allen Wiesengebieten in z. T. hohen Dichten vertreten und konnte in ca. 120 ha, das sind 40 % aller Offenlandstrukturen des Untersuchungsgebietes, nachgewiesen werden. Überwiegend war sie in Dichten von + und 1, vereinzelt auch mit 2, 3 oder 4 nach Braun-Blanquet (1964) vertreten; nur in den intensiver genutzten, stärker gedüngten Mähwiesen (ca. 20 ha) kam sie meist nur vereinzelt vor. Pflanzensoziologischer Verbreitungsschwerpunkt sind die typischen Glatthaferwiesen, die auch den größten Flächenanteil aufweisen (vgl. Menz, 1991). Daneben kommt sie auch in nahezu allen anderen Wiesentypen des Untersuchungsgebietes wie den Kohldistel-Glatthafer-, Seggen-Kohldistel- und Kohldistelwiesen vor Für die nur vereinzelt vorhandenen besonders artenreichen Silgenwiesen ist *S. officinalis* eine Charakterart.

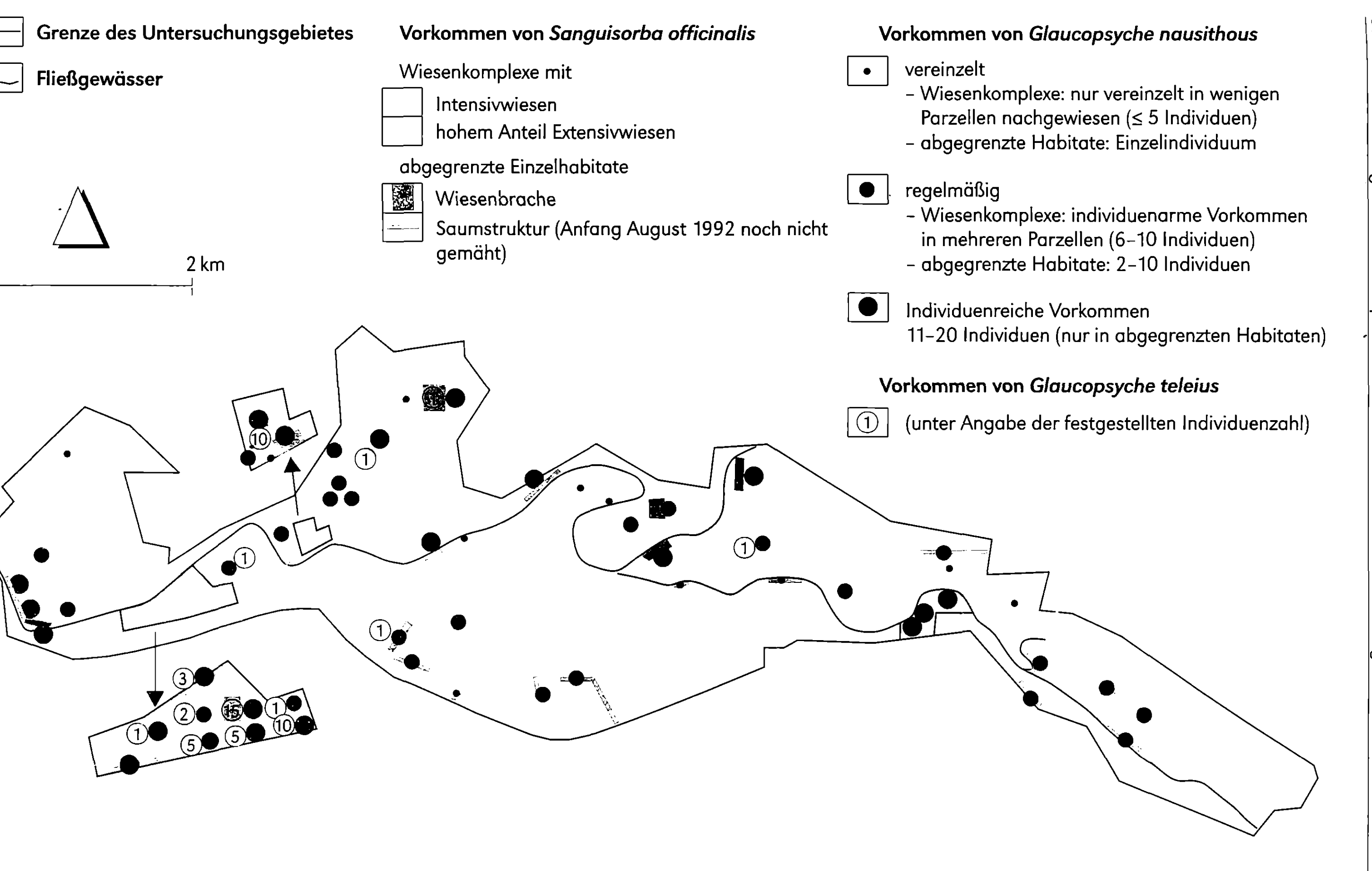


Abb. 1: Verbreitung von *Glaucopsyche nausithous* und *Glaucopsyche teleius* in Abhängigkeit von der Nutzung der Wiesenknopfhabitate in der Mainaue zwischen Lichtenfels und Zettlitz.

Von den verschiedenen Nutzungsformen nehmen die zwei- bis dreischürigen Intensivwiesen mit über 95 % den größten Flächenanteil ein (ca. 110 ha); (vgl. Abb. 2). Weniger als 5 % der potentiell geeigneten Lebensräume werden extensiv, mit an die Larvalentwicklung der beiden *Glaucopsyche*-Arten angepaßten Mahdterminen, bewirtschaftet: Das sind einige Extensivwiesen (ca. 3,5 ha), insgesamt sieben Wiesenbrachen (ca. 1,5 ha) und zahlreiche Saumstrukturen (ca. 2 ha). Diese Extensivnutzungen weisen bezüglich ihrer räumlichen Verteilung und ihrer Vegetationsstruktur charakteristische Unterschiede auf:

- Extensivwiesen
  Diese artenreichen Wiesen sind im wesentlichen auf drei schlecht zugängliche bzw. sehr kleinparzellierte, strukturreiche Gebiete beschränkt (vgl. Abb. 1). Sie werden nicht oder nur wenig gedüngt und daher auch nur ein- bis höchstens zweimal jährlich gemäht. Die Struktur ist aufgrund der geringeren Wüchsigkeit wesentlich lückiger und niedrigwüchsiger als in den zwei- bis dreischürigen Intensivwiesen, den Wiesenbrachen und den Saumstrukturen.
- Brachen
  Diese sind vereinzelt über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilt und ergeben sich durch zeitweise Nutzungsaufgabe einzelner Mähwiesenparzellen. Vegetationskundlich entwickeln sie sich im Untersuchungsgebiet meist zu Mädesüß-Hochstaudenfluren (*Filipendulion*) und weisen überwiegend eine dichte und hochwüchsige (bis ca. 1,40 m) Vegetationsstruktur auf. Vereinzelt fanden sich auch Altgrasbestände.
- Saumstrukturen
  Die zahlreichen Saumstrukturen sind noch regelmäßiger als die Brachen über das gesamte Untersuchungsgebiet entlang der gehölzfreien Abschnitte der Mainufer, als breitere krautige Wegränder und entlang eines Bahndamms verteilt. Sie entsprechen den Brachen in ihrer strukturellen Ausprägung, die v. a. durch Dominanz von Hochstauden wie z. B. *Filipendula ulmaria* und *Lythrum salicaria* geprägt wird.

Verbreitungsmuster von *G. nausithous* und *G. teleius*

Der wesentliche Unterschied im Verbreitungsmuster der beiden *Glaucopsyche*-Arten ist die nahezu kontinuierliche Verbreitung von *G. nausithous* im ca. 1600 ha großen Untersuchungsgebiet im Gegensatz zur engen räumlichen Begrenzung der Hauptvorkommen von *G. teleius* (vgl. Abb. 1). ***G. nausithous*** wurde in allen Wiesengebieten mit Vorkommen von *S. officinalis* mit insgesamt ca. 500 Individuen festgestellt. In den meisten Teilbereichen wurden zumindest vereinzelt auch Habitate mit mittleren bis hohen Individuendichten erfaßt. Die Vorkommen von ***G. teleius*** sind dagegen weitgehend auf ein nur ca. 7 ha großes Areal im zentralen Bereich des Untersuchungsgebietes beschränkt, in dem 56 der insgesamt 60 beobachteten Individuen erfaßt wurden und damit 93 % der Gesamtbeobachtungen erfolgten. Es handelt sich um zwei Nutzungsmosaike mit hohem Anteil extensiv genutzter, vglw. wenig gedüngter Wiesen, zumindest in Teilbereichen stark differenzierten Mahdterminen und mehreren Wiesenbrachen und ungemähten Saumstrukturen. Diese ca. 6 % der Gesamtfläche potentieller Habitate sind auch ein Besiedlungsschwerpunkt von *G. nausithous*, für diese Art erfolgten hier jedoch nur ca. 35 % der Gesamtbeobachtungen. Dieses Verbreitungsmuster stimmt mit der Ergebnissen großräumigerer Untersuchungen aus der Pfälzischen Rheinebene von SETTELE (1990a und 1998) überein.

Bedeutung der verschiedenen Nutzungstypen als Imaginalhabitate

Nur sehr geringe Bedeutung haben erwartungsgemäß für beide Arten die zwei- bis dreischürigen Intensivwiesen (vgl. Abb. 3). In diesen 95 % aller potentiell geeigneten Lebensräume konnten nur 5 % der *G. teleius*- und ca. 15 % der *G. nausithous*-Individuen beobachtet werden, von denen noch ein Großteil als randlich einstrahlend bewertet werden muß. Zweischürige Mähwiesen sind wegen des zweiten Schnitts im Juli/August als Entwicklungsbiotope in der Regel ungeeignet und üben darüber

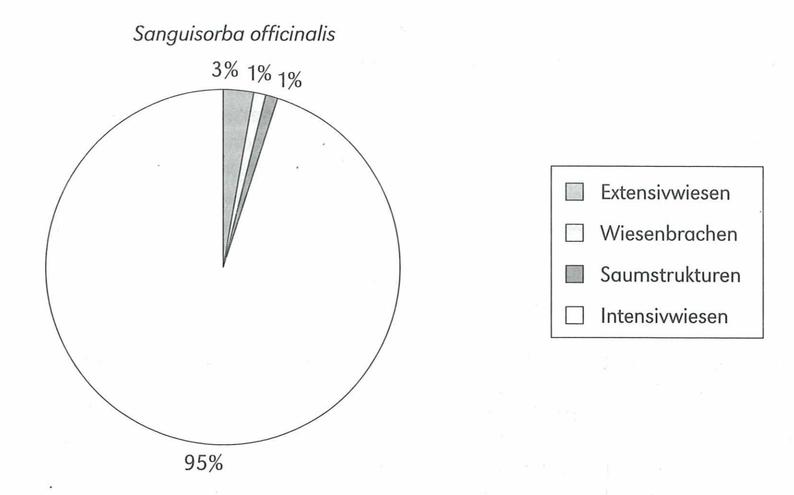


Abb. 2: Flächenanteile der verschiedenen Nutzungstypen mit Vorkommen der Raupenfraßpflanze *Sanguisorba officinalis*.

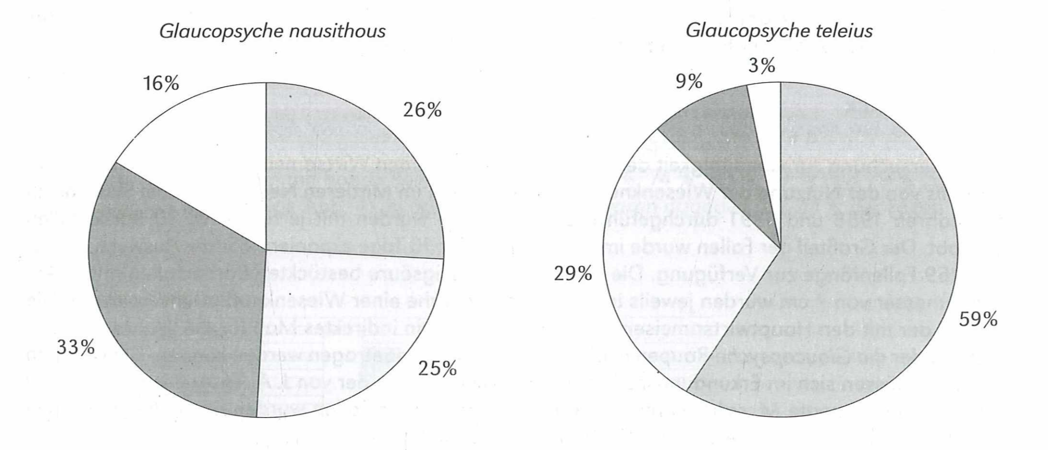


Abb. 3: Verteilung der beobachteten Imagines von *Glaucopsyche nausithous* und *Glaucopsyche teleius* auf die verschiedenen Nutzungstypen (Legende siehe Abb. 2).

hinaus noch eine Fallenfunktion für die Raupen aus (vgl. Settele & Geissler, 1988). Ausnahmsweise kann in klimatisch ungünstigen Jahren oder auf einzelnen Flächen durch Verschiebung oder Aussetzung der Mahd eine solche Eignung gegeben sein. Untersuchungen der Autorin zur Übereinstimmung der Imaginal- und Larvalhabitate von *G. nausithous* haben gezeigt, daß sich ein Großteil der in normalerweise zwei- bis dreischürigen Mähwiesen festgestellten Imagines in benachbarten Brachen oder Saumstrukturen entwickelt hatte (vgl. Geissler, 1990b).
Überproportionale Bedeutung haben dagegen die Extensivwiesen, Wiesenbrachen und Saumstrukturen mit nur ca. 5 % Fläche aber 95 % aller *G. teleius*- und 8 % der *G. nausithous*-Beobachtungen, wobei die Bedeutung der verschiedenen Nutzungstypen für die beiden Arten sehr unterschiedlich ist (vgl. Abb. 3). Die Vorkommen von *G. nausithous* verteilen sich mit 25 %, 26 % und 34 % nahezu

gleichmäßig auf alle drei Extensivnutzungen. Dagegen ergibt sich für *G. teleius* eine deutliche Bevorzugung der Extensivwiesen mit 60 % der insgesamt beobachteten Individuen. Die Art wurde in zwei der drei Gebiete mit hohem Anteil Extensivwiesen nachgewiesen. Das dritte Gebiet wurde erst gegen 17^{00} MESZ bei suboptimaler Witterung begangen. Ein Vorkommen erscheint hier trotz fehlenden Nachweises ebenfalls möglich. In den Brachen wurden mit 28 % zwar ähnlich hohe Anteile wie bei *G. nausithous* festgestellt, dieser Wert resultiert allerdings aus einer einzigen Hochstaudenbrache in direkter Nachbarschaft zu mehreren besiedelten Extensivwiesen, in der 15 der insgesamt 17 in Brachen festgestellten Individuen bei der Nektaraufnahme an *Lythrum salicaria* beobachtet wurden. In den übrigen sechs Brachen wurde nur zweimal je ein Individuum erfaßt. Dieses Ergebnis deutet auf eine möglicherweise größere Bedeutung der hochwüchsigen Brachestadien als Nektarhabitate, denn als Entwicklungshabitate der Raupen im Untersuchungsgebiet hin. Noch geringere Bedeutung haben für *G. teleius* die Saumstrukturen: nur in zwei der 22 Säume konnten insgesamt vier Individuen beobachtet werden, drei davon in einer Saumstruktur in enger Nachbarschaft zu mehreren Extensivwiesen.
G. teleius zeigt damit im Untersuchungsgebiet eine eindeutige Präferenz für Nutzungsmosaike mit hohem Anteil Extensivwiesen, während *G. nausithous* alle Habitate mit geeigneten Mahdzeitpunkten besiedelt. Auch Settele (1998) fand *G. teleius* in der Pfälzischen Rheinebene in großflächigeren, selten aber regelmäßig gemähten Wiesenbereichen und die von Binzenhöfer (1997) untersuchten Wiesengebiete mit individuenreichen Vorkommen beider Arten waren ebenfalls Nutzungsmosaike mit hohem Anteil Extensivwiesen, -weiden und Wiesenbrachen.

3.3. Abhängigkeit der beiden Wirtsameisen *Myrmica rubra* und *Myrmica scabrinodis* von der Nutzung der Wiesenknopfhabitate im Mittleren Neckarraum

3.3.1. Methodik

Die Untersuchung zur Abhängigkeit des Vorkommens der beiden Wirtsameisen *M. rubra* und *M. scabrinodis* von der Nutzung der Wiesenknopfhabitate wurden im Mittleren Neckarraum bei Stuttgart in den Jahren 1988 und 1991 durchgeführt. Die Standorte wurden mit je fünf bzw. 10 Barberfallen beprobt. Der Großteil der Fallen wurde im Spätsommer für 10 Tage exponiert. Für die Auswertung stehen 169 Fallenfänge zur Verfügung. Die mit 10 %iger Essigsäure bestückten Barberfallen mit einem Durchmesser von 7 cm wurden jeweils in unmittelbarer Nähe einer Wiesenknopfpflanze plaziert. Die Anzahl der mit den Hauptwirtsameisen belegten Fallen ist ein indirektes Maß für die Wahrscheinlichkeit, mit der die *Glaucopsyche*-Raupen in die Ameisennester eingetragen werden können. Die belegten Pflanzen müssen sich im Erkundungsradius der Ameise befinden, der von J. A. Thomas & Elmes (1992) für die eng verwandte *M. sabuleti* mit 2 m angegeben wird. Die Fallen wurden nach Nutzungstypen geordnet, in Gruppen für die statistische Auswertung zusammengefaßt.

Von den 21 Untersuchungsflächen sind:

- 8 Saumstrukturen, davon
  - 4 gemähte Grabenränder (1-2 malige Mahd)
  - 4 Grabenbrachen
- 4 ältere Wiesenbrachen (> 2 Jahre)
- 3 Extensivweiden
- 6 Mähwiesen, davon
  - 3 Extensivwiesen (1-2 malige Mahd, vglw. geringe Wüchsigkeit)
  - 3 Intensivwiesen (2-3 malige Mahd, höhere Wüchsigkeit)

Vegetationskundlich handelt es sich um unterschiedliche Glatthaferwiesenstadien (*Arrhenathereten*) und Mädesüß-Hochstaudenfluren (*Filipendulion*). Die Standorte sind frisch bis wechselfeucht. Sie weisen keinen ausgeprägten Feuchtegradienten auf. Zu sieben dieser Flächen liegen Vegetationsaufnahmen mit einem durchschnittlichen Feuchtegradienten von 5,5-6,7 vor.

Ergänzende und korrigierende Aussagen können außerdem aus Fallenfängen abgeleitet werden, die im Rahmen einer Diplomarbeit zur Effizienz des in Kap. 5 vorgestellten Artenhilfsprogramms für *G. nausithous* durchgeführt wurden (VENNEMANN, 1996). Aus dieser Arbeit stehen Ergebnisse von insgesamt 266 Fallen, 178 aus unterschiedlich genutzten Mähwiesen, 59 Proben aus jungen Brachestadien (bis 2 Jahre) und 29 aus älteren Brachestadien (> 2 Jahre) zur Verfügung. Insbesondere die Ergebnisse aus den jungen Brachen sind dabei von besonderer Bedeutung, da vergleichbare Stadien in vorliegender Arbeit nicht untersucht wurden. Da allerdings ein wesentlich kleinerer Fallentyp verwandt wurde, sind die Belegungsraten beider Untersuchungen nicht vergleichbar.

SEIFERT (1990) konnte bei Ameisen starke interspezifische Unterschiede in der Fängigkeit von Barberfallen aufgrund ihrer unterschiedlichen Ethologie beobachten. In vorliegender Arbeit wird die Erreichbarkeit der Fallen, stellvertretend für die Erreichbarkeit der Wiesenknopfpflanzen für jeweils dieselbe Art in Abhängigkeit vom jeweiligen Nutzungstyp verglichen, nicht aber quantitative Auswertungen oder Gesamtartenanalysen der belegten Fallen vorgenommen. Daher erscheint diese Methode dennoch sinnvoll und anwendbar.

3.3.2. Ergebnisse und Diskussion

Bei den nutzungsabhängigen Untersuchungen der Wirtsameisenvorkommen ergaben sich folgende wesentliche Ergebnisse (vgl. Abb. 4):

Myrmica rubra

M. rubra, die Wirtsameise von *G. nausithous*, konnte in allen Extensivnutzungen wie ein- bis zweischürigen Grabenrändern, Grabenbrachen, älteren Wiesenbrachen, Extensivweiden und ein- bis zweischürigen Extensivwiesen mit hohen Belegungsraten von 65 %, 74 %, 80 %, 77 % und 79 % der Fallen nachgewiesen werden (vgl. Abb. 4). In den Intensivwiesen waren dagegen nur 27 % der Fallen belegt.

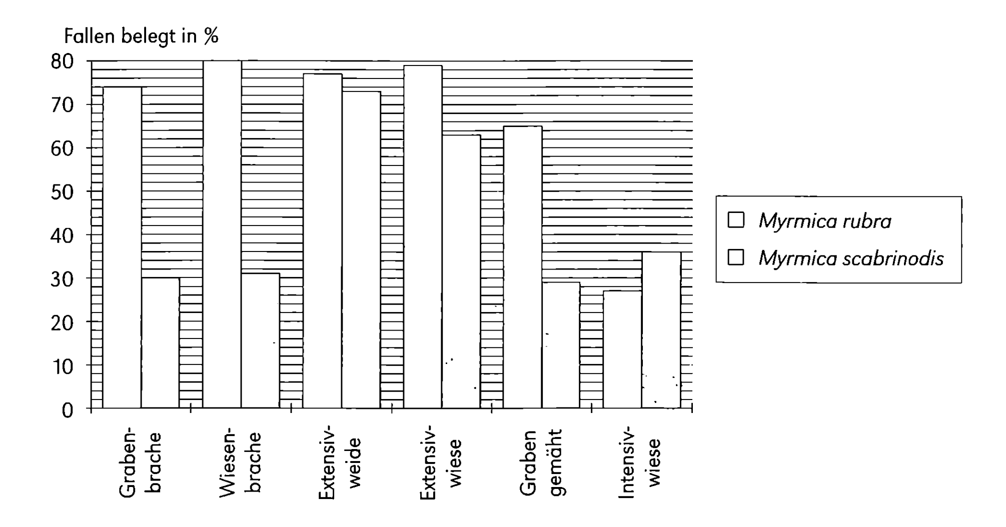


Abb. 4: Prozentualer Anteil der mit *Myrmica rubra* bzw. *Myrmica scabrinodis* belegten Fallen in Abhängigkeit vom Nutzungstyp der untersuchten Wiesenknopfhabitate.

Für diese Verteilung des Anteils belegter Fallen in Abhängigkeit vom Nutzungstyp ergeben sich signifikante Unterschiede. Die statistische Analyse mit Hilfe einer 6×2 Kontingenztafel ergab für $X^2 = 14{,}8 > \chi^2_{(0{,}05;\ 5)} = 11{,}07$.

Zentraler Faktor für die Besiedlung durch *M. rubra* ist die Mahd- bzw. Nutzungshäufigkeit. Für alle ungenutzten und selten genutzten Habitate ergeben sich im Gegensatz zu den zwei- bis dreischürigen Intensivwiesen hohe „Auffindwahrscheinlichkeiten" für die Raupen von *G. nausithous* durch die Wirtsameise *M. rubra*. Die Ergebnisse stimmen mit den Angaben von RAQUÉ (1989) überein, wonach *M. rubra* mäßig feuchte bis feuchte, halbschattige Biotope mit teilweise üppiger Vegetation bevorzugt, und auch nach ELMES & THOMAS (1987) gedeiht sie am besten in selten gemähten Habitaten. Auch VENNEMANN (1996) fand vglw. hohe Belegungsraten in den von ihr untersuchten Extensivnutzungen. Dies waren bis vor kurzem selten gemähte Extensivwiesen (58 %), mit dieser Untersuchung vergleichbare ältere Brachestadien (72 %), aber auch die von ihr untersuchten jüngeren Brachestadien bis 2 Jahre (53 %). Allerdings stellte sie bei ihrer Untersuchung auch in einem Mähwiesentyp hohe Belegungszahlen fest, der im Untersuchungsjahr viermal gemäht wurde, was gegen die Nutzungshäufigkeit als einzigem besiedlungsrelevanten Faktor zu sprechen scheint. Die Vegetationszusammensetzung dieser Wiese läßt jedoch darauf schließen, daß sie bis vor kurzem nur extensiv genutzt wurde. Möglicherweise hat sich hier noch kein den veränderten Bedingungen entsprechendes „Gleichgewicht" eingestellt.

Myrmica scabrinodis

Auch für *M. scabrinodis* ergeben sich signifikante Unterschiede für die Verteilung des Anteils belegter Fallen in Abhängigkeit vom Nutzungstyp ($X^2 = 23{,}2 > \chi^2_{(0{,}05;\ 5)} = 11{,}07$). Diese Art wies im Gegensatz zu *M. rubra* nur in den extensiv, aber regelmäßig genutzten Habitaten mit lückiger und niedriger Vegetation hohe Belegungsraten auf. Das sind Extensivweiden mit 73 % und ein- bis zweischürige Extensivwiesen mit 63 %. In allen Nutzungstypen mit dichter, mittel- bis hochwüchsiger (bis 1,4 m) Vegetationsstruktur konnten nur geringe Belegungsraten von 29 bis 36 % nachgewiesen werden. Hierzu gehören sowohl die ungenutzten älteren Wiesenbrachen und Grabenbrachen, die extensiv genutzten ein- bis zweischürige Grabenränder als auch die zwei- bis dreischürigen Intensivwiesen, womit die Nutzungshäufigkeit nicht der entscheidende Faktor für die Besiedlung durch *M. scabrinodis* sein kann. Vielmehr bestätigen die Ergebnisse die Annahme von ELMES & THOMAS (1987), EBERT & RENNWALD (1991) und NEW (1993), daß *M. scabrinodis* nur in Habitaten mit niedriger lückiger Vegetation hohe Dichten erreicht. Damit scheint der Vegetationsstruktur entscheidende Bedeutung zuzukommen.
Dies kann z. B. in der Bevorzugung „wärmerer" Habitate begründet sein. In der Literatur wurde die Ameise nach RAQUÉ (1989) vielfach als thermophil eingestuft, wobei jedoch nicht geklärt ist, wieweit eine Verwechslung mit der sehr ähnlichen *M. sabuleti* hierfür mitverantwortlich ist (KUTTER, 1977). Auch SEIFERT (1986) gibt für *M. scarinodis* gegenüber *M. rubra* eine geringere Toleranz in Bezug auf die Vegetationsdichte an. *M. scabrinodis* besiedelte ausschließlich Offenlandbiotope (RAQUÉ, 1989; BAUSCHMANN, 1988).
Die Untersuchungen von VENNEMANN (1996) haben allerdings gezeigt, daß die Vegetationsstruktur vermutlich nicht der einzige besiedlungsrelevante Faktor ist. Auch bei ihrer Untersuchung wurden erwartungsgemäß von den Mähwiesen diejenigen mit lückiger Vegetationsstruktur bevorzugt besiedelt, und innerhalb der Brachestadien ergaben sich nur für junge, vglw. weniger dicht strukturierte Brachen (bis 2 Jahre) und Wechselbrachen mit zweijährigem Mahdrhythmus hohe Auffindwahrscheinlichkeiten für *M. scabrinodis*. Die jungen Brachestadien haben aber absolut gesehen eine dichtere Vegetationsstruktur als die dichter strukturierten Mähwiesen mit geringen Belegungsraten. Betrachtet man also allein die Vegetationsstruktur der untersuchten Flächen, wiesen neben den lückigsten (Extensivwiesen) auch relativ dicht strukturierte (junge Brachestadien) hohe Belegungsraten auf, die bezüglich ihrer Vegetationsstruktur dazwischen einzuordnenden Flächen (Intensivwiesen) hingegen nur geringe. Unter Umständen wird in den mehrschürigen Wiesen auch *M. scabrinodis* wie *M. rubra* durch zu häufige Mahd verdrängt, so daß die geringen Belegungsraten dieser nur „mitteldicht" strukturierten Intensivwiesen hierauf zurückzuführen sind.

3.4. Beobachtungen zum Eiablageverhalten und zur Nektaraufnahme von *Glaucopsyche nausithous* und *Glaucopsyche teleius*

3.4.1. Methodik

In den Jahren 1989 bis 1995 erfolgten im Filderraum bei Stuttgart Untersuchungen zum Vorkommen von *G. nausithous*. Dabei wurden zahlreiche Beobachtungen zur Autökologie dokumentiert. Daneben liegen entsprechende Daten von beiden Arten besiedelter Habitate im Schönbuch bei Stuttgart, am Oberrhein, im Pfälzer Wald und in Oberfranken vor. Die Geländeprotokolle wurden hinsichtlich der Nektarquellen und des Eiablageverhaltens ausgewertet.

3.4.2. Ergebnisse und Diskussion

Nektarquellen

In Übereinstimmung mit den Literaturangaben ist auch nach zahlreichen Beobachtungen der Autorin *S. officinalis* Hauptnektarpflanze für *G. nausithous*. Nur sehr vereinzelt wurden saugende Falter an anderen Pflanzen gefunden. Eine gewisse Bedeutung hat dabei nur noch *Lythrum salicaria* mit insgesamt 33 Beobachtungen (vgl. auch Binzenhöfer, 1997).
G. teleius besitzt im Gegensatz zu *G. nausithous* mit *Lythrum salicaria, Vicia cracca* und *S. officinalis* drei Hauptnektarquellen, deren jeweilige Bedeutung regional und angebotsabhängig zu variieren scheint. So konnten in einem Untersuchungsgebiet im Pfälzer Wald alle drei Arten bestätigt werden (N = 15), in einem Bereich am Oberrhein wurden gleichberechtigt *Vicia cracca* und *S. officinalis* (N = 18), in einem Gebiet im Schönbuch bei Stuttgart ausschließlich *Lythrum salicaria* (N = 12) und im Untersuchungsgebiet in Oberfranken *Lythrum salicaria* und *Vicia cracca* (N = 23) besaugt. Damit lassen sich vermutlich auch die unterschiedlichen Angaben von Ebert & Rennwald (1991) und Elmes & Thomas (1987) erklären, wonach *S. officinalis* bzw. *Vicia cracca* als jeweils wichtigste Nektarpflanze bezeichnet wurde (vgl. auch Kap. 2). Bei den Untersuchungen von Binzenhöfer (1997) waren alle drei Arten von Bedeutung, *S. officinalis* aber die häufigste Saugpflanze.

Eiablageverhalten

Entgegen einer von J. A. Thomas (1984) vermuteten strengen räumlichen Trennung der Ei- und Raupenstadien innerhalb der Pflanze durch ausschließliche Eiablage in endständige Blütenköpfe durch *G. nausithous* und Belegung seitenständiger Blütenköpfe durch *G. teleius*, ergibt sich für *G. nausithous* ein sehr variables Eiablageschema (vgl. Tab. 3). Bei 39 zufälligen Eiablagebeobachtungen im Filderraum wurden mit 24 Beobachtungen von *G. nausithous* bevorzugt kleine Blütenköpfe belegt. Bezüglich der Verzweigung wurden sowohl endständige als auch seitenständige Blütenköpfe zu nahezu gleichen Anteilen belegt und die unaufgeblühten Stadien den aufgeblühten vorgezogen. Mit 17 Beobachtungen war die Kombination „klein, seitenständig und unaufgeblüht“ am häufigsten. Unterschiede gegenüber *G. teleius* ergaben sich aber für den Reifegrad dieser bevorzugt belegten Blütenköpfe. Für *G. nausithous* waren dies die bereits rot gefärbten Stadien kurz vor Beginn der Blüte. Es wurden jedoch häufig auch große, endständige und weiter entwickelte, bereits teilweise, aber nie vollständig aufgeblühte Stadien belegt. Dieses variable Schema stimmt weitgehend mit den Beobachtungen von Rennwald in Ebert & Rennwald (1991) und Laux (1995) überein. *G. teleius* belegte dagegen in Übereinstimmung mit den Angaben von J. A. Thomas (1984) bei insgesamt 17 Eiablagebeobachtungen am Oberrhein ausschließlich sehr kleine, unreife und überwiegend seitenständige Blütenstadien (vgl. Tab. 3).

Tab. 3: Übersicht über Lage und phänologischen Zustand, der von *G. nausithous* und *G. teleius* bei zufälligen Eiablagebeobachtungen belegten Blütenköpfe von *S. officinalis*.

Blütenkopf	seitenständig	endständig	seitenständig	endständig
	Glaucopsyche nausithous			
groß (> 1 cm)	2	3		6
mittel (ca. 1 cm)		1	1	2
klein (< 1 cm)	17	5	-	2
	Glaucopsyche teleius			
groß (> 1 cm)				
mittel (ca. 1 cm)				
klein (< 1 cm)	16	1		
	unaufgeblüht		halbaufgeblüht	

3.5. Zusammenfassende Diskussion der Teilergebnisse

3.5.1. Eignung der unterschiedlichen Nutzungstypen als Gesamtlebensraum bzw. Teilhabitat für *Glaucopsyche nausithous* und *Glaucopsyche teleius*

Aus den vorliegenden Teilergebnissen der Kap. 3.1 bis 3.3 und verfügbaren Daten anderer Autoren soll im folgenden eine Hypothese zur Eignung der unterschiedlichen Nutzungstypen als Gesamtlebensraum für die beiden *Glaucopsyche*-Arten abgeleitet werden (vgl. Tab. 4). Aufgrund des immer noch vergleichsweise geringen Datenumfangs sind weitere Untersuchungen, insbesondere zur Verbreitung der Wirtsameisen, notwendig, und es bleiben offene Fragen, auf die an jeweiliger Stelle verwiesen wird. Dieser Überblick soll das aktuell verfügbare Wissen zusammenfassen, um Artenhilfsprogramme und Fördermaßnahmen effizienter als bislang gestalten zu können, aber auch als Anregung für weitere Untersuchungen dienen.

Wesentlicher Unterschied zwischen beiden Arten ist nach den vorliegenden Ergebnissen, daß *G. nausithous* aufgrund der Euryökie ihrer Wirtsameise in allen Wiesenknopfbeständen mit angepaßten Mahdzeitpunkten geeignete Entwicklungsbedingungen findet, während dies für *G. teleius* zumindest in den meisten älteren Brachestadien und den Saumstrukturen nicht gegeben ist.

Bevor im folgenden auf die Bedeutung der untersuchten Nutzungstypen im einzelnen eingegangen wird, soll an dieser Stelle noch zur häufig zitierten Feuchtigkeitspräferenz von *G. teleius* gegenüber *G. nausithous* eingegangen werden (vgl. z. B. Ebert & Rennwald, 1991). Demnach kommt *G. teleius* in feuchten Biotopen oft häufiger vor als *G. nausithous*, wohingegen *G. teleius* gerade dort fehlt, wo *G. nausithous* relativ trockene Brachflächen besiedelt (Ebert & Rennwald, 1991).
Bezüglich der Wirtsameisenvorkommen ergab sich bei den Untersuchungen von Vennemann (1997) kein einheitliches Bild. *M. rubra* wies in den trockensten Mähwiesen mit Feuchtezahlen zwischen 4,7 und 5,5 die höchsten Belegungsraten auf. *M. scabrinodis* konnte dagegen sowohl in den relativ trockenen (Feuchtezahlen 4,7 bis 5,5) als auch in den sehr feuchten Wiesen (Feuchtezahlen 6,4 bis 7,2) mit hohen Belegungsraten nachgewiesen werden. Beide Arten haben nach Münch (1991) eine hohe Toleranz gegenüber unterschiedlichen Bodenfeuchteverhältnissen. Die oft beobachtete Feuchtigkeitspräferenz von *M. scabrinodis* hängt vermutlich indirekt mit der meist extensiven Nutzung der noch feuchten Habitate (fehlende Drainage, unregelmäßige Mahdtermine etc.) zusammen und nicht mit einer echten Feuchtigkeitspräferenz der Wirtsameisen.

Intensivwiesen

Die meisten Wiesenknopfbestände finden sich wie in der untersuchten Mainaue zwischen Lichtenfels und Zettlitz (95 %) in diesem Nutzungstyp. Diese als „Intensivwiesen" bezeichneten Wiesenknopfhabitate sind zwar überwiegend noch keine Intensivwiesen im landwirtschaftlichen Sinne, sie werden aber im Gegensatz zu den hier beschriebenen Extensivwiesen bereits zwei- und z. T. sogar dreimal jährlich gemäht und in der Regel auch stärker gedüngt. Dieser Nutzungstyp ist aufgrund der nicht an den Entwicklungsrhythmus der Raupen angepaßten Mahdtermine als Entwicklungshabitat nur in Ausnahmefällen geeignet, wenn die Mahd betriebs- oder witterungsbedingt verschoben wird oder ausfällt. Die häufigere Mahd dieses Nutzungstyps ist nach den vorliegenden Ergebnissen vermutlich auch die Hauptursache, daß beide Wirtsameisenarten in vergleichbaren Mähwiesentypen auf den Fildern nur in einem geringen Anteil der Fallen nachgewiesen werden konnten. Zumindest ein Teil der sich in Extensivnutzungen entwickelnden Imagines von *G. nausithous* nutzt aber angrenzende Intensivwiesen vereinzelt als Imaginalhabitate zur Nektaraufnahme, jedoch auch als Eiablagehabitate. So können kurzfristig entstehende Entwicklungshabitate optimal genutzt werden, häufiger ergibt sich aber ein Falleneffekt für die Larven.

Extensivwiesen

Extensivwiesen sind ist als Gesamtlebensraum für *G. nausithous* und *G. teleius* hoch geeignet. Beide Haupt-Wirtsameisen konnten in diesem Nutzungstyp sowohl von der Autorin als auch von VENNEMANN (1996) in einem hohen Anteil der Fallen nachgewiesen werden. Die Imagines von *G. teleius* zeigten in der untersuchten Mainaue eine deutliche Präferenz für diesen Nutzungstyp, der räumlich v. a. auf einen nur 7 ha großen zentralen Kernbereich des insgesamt 1600 ha großen Untersuchungsgebiets beschränkt war.
BINZENHÖFER (1997) konnte dagegen in den von ihr untersuchten extensiven Mähwiesen mit im Untersuchungsjahr angepaßten Mahdterminen für beide Arten nur geringe Populationsanteile von 29 und 19 % nachweisen. Sie führt dies auf den in Abhängigkeit von der Witterung jahrweise stark variierenden Mahdrhythmus zurück. So wurde eine Fläche mit hohen Dichten von *G. teleius* im Untersuchungsjahr 1994 vor Mitte September gemäht. 1996 konnte dieselbe Fläche aufgrund der feuchten Witterung gar nicht gemäht werden und fiel brach. Zumindest bei kontinuierlich an die Entwicklung angepaßten Mahdterminen scheint dieser Nutzungstyp aber auch in dem von ihr untersuchten Gebiet im nördlichen Steigerwald hoch geeignet zu sein. So waren drei der vier Flächen mit den höchsten Individuendichten von *G. teleius* bei BINZENHÖFER (1997) extensiv genutzte Mähwiesen.
Vicia cracca kann als Zeigerart für mesotrophe, lückig strukturierte Frisch- und Feuchtwiesen gelten. Mit zunehmender Düngung wird diese lichtbedürftige Pflanze (Lichtzahl 7 nach ELLENBERG et al., 1991) verdrängt. Das Vorkommen von *Vicia cracca* im Untersuchungsgebiet und anderen Beobachtungsgebieten kann evtl. die strukturelle Eignung der Wiesen als Gesamtlebensraum für *G. teleius* anzeigen, was jedoch noch genauer untersucht werden sollte.

Extensivweiden

Auch Extensivweiden haben für beide *Glaucopsyche*-Arten potentiell große Bedeutung als Gesamtlebensraum. Die Wirtsameisen beider Arten konnten in den drei untersuchten Extensivweiden in einem hohen Anteil der Fallen nachgewiesen werden. Auch scheint *S. officinalis* in ihnen weder von Pferden noch von Kühen oder Schafen gefressen zu werden (vgl. auch BINZENHÖFER, 1997).
Zahlreiche Beobachtungen liegen zur Eignung dieses Nutzungstyps (ohne Nachmahd) für die Entwicklung von *G. nausithous* vor. Alle der Autorin bekannten extensiv genutzten Pferde-, Schaf- und Kuhweiden auf den Fildern, im Schönbuch, in den untersuchten Mainauen, im Pfälzer Wald und am Oberrhein sind durch *G. nausithous* zumindest mit mittleren Individuendichten besiedelt.

Auch für die erfolgreiche Besiedlung durch *G. teleius* gibt es zahlreiche Beispiele:

- In einem teilweise schafbeweideten Tal in Rheinland-Pfalz ließen sich hohe Dichten beider *Glaucopsyche*-Arten feststellen (vgl. auch SETTELE, 1990b).
- SCHADEWALD (1986) beschreibt, daß in den Saalewiesen um Jena beide *Glaucopsyche*-Arten auf ein kleines Gebiet mit Pferdeweiden zurückgedrängt worden sind.
- Auch im Steigerwald konnten höchste Dichten von *G. teleius* in einem extensiv beweideten Altgrasbestand festgestellt werden (BINZENHÖFER, 1997).

Die Bedeutung der Extensivweiden für die Besiedlung durch *G. teleius* scheint jedoch noch nicht ausreichend geklärt. So ließen sich in extensiv genutzten Pferdeweiden in den Mainauen nur mittlere Dichten von *G. nausithous* nachweisen. Diese Weiden schienen jedoch erst seit kurzem beweidet zu werden und vorher längere Zeit brach gelegen zu haben, so daß sich hier unter Umständen noch kein „Gleichgewicht" der Wirtsameisenbesiedlung eingestellt hat. Auch eine extensive Kuhweide im Schönbuch ist zwar durch *G. nausithous*, aber nicht durch *G. teleius* besiedelt, obwohl diese Art in einer nahegelegenen jungen Wiesenbrache vorkommt. Dies deutet darauf hin, daß nicht alle Extensivweiden gleichermaßen gut geeignet sind, und es besteht weiterer Forschungsbedarf. Dabei sollte bei fehlender Eignung auf eine möglicherweise erfolgte Nachmahd geachtet werden. Diese könnte beispielsweise Ursache für die fehlende Besiedlung der oben genannten Kuhweide im Schönbuch sein. 1997 wurde sie Mitte Juli gemäht und die beobachteten Imagines von *G. nausithous* haben sich möglicherweise in randlich gelegenen Saumstrukturen entwickelt.

Wiesenbrachen

Wiesenbrachen sind Hauptlebensraum beider *Glaucopsyche*-Arten. Ihre jeweilige Bedeutung hängt aber stark vom Sukzessionsalter ab. Mit zunehmendem Sukzessionsalter wird die Vegetationsstruktur der Brachestadien dichter. Nach ELMES & THOMAS (1987) gedeiht deshalb *G. teleius* am besten in zweijährigen, *G. nausithous* in drei- bis fünfjährigen Brachestadien. Die Einteilung zwischen jüngeren und älteren Brachestadien mit „> 2 Jahre" und „bis 2 Jahre" kann für die beiden *Glaucopsyche*-Arten als Richtwert gelten, ist aber nicht allgemeingültig. Das tatsächlich optimale Sukzessionsstadium hängt von weiteren Faktoren, v. a. dem Vegetationstyp und Eutrophierungsgrad ab. So weisen Hochstaudenfluren oder Brachestadien eutropher Standorte im Vergleich zu Altgrasbeständen oder Brachestadien auf oligo- bis mesotrophen Standorten bereits nach kürzerer Zeit eine sehr dichte und zudem hochwüchsige Vegetationsstruktur auf.
Die in den Mainauen untersuchten Brachestadien waren überwiegend mehrjährige Hochstaudenfluren und auch die Altgrasbestände schienen bereits mehrere Jahre brach zu liegen, was sich aus dem Grad der Verfilzung ableiten ließ, so daß zum Besiedlungsmuster jüngerer Brachestadien aus diesen Untersuchungen keine verwertbaren Aussagen vorliegen.

Hauptlebensraum von *G. nausithous* sind ältere Brachen. In diesen weist ihre Wirtsameise *M. rubra* sehr hohe Belegungsraten auf, so daß eine optimale Entwicklung des vierten Larvenstadiums in den Ameisenbauten gesichert ist. Die Bedeutung dieser Brachestadien für *G. nausithous* ist unumstritten und wurde bereits von zahlreichen Autoren beobachtet (bspw. WEIDEMANN, 1986; ELMES & THOMAS, 1987; SETTELE & GEISSLER, 1988; EBERT & RENNWALD, 1991; WYNHOFF & VAN DER MADE, 1995; LAUX, 1995). In der untersuchten Mainaue waren alle Brachen mindestens mit mittleren Individuendichten, überwiegend aber individuenreich besiedelt (vgl. Abb. 1).
Altgrasbestände scheinen im Vergleich zu den Hochstaudenfluren durchschnittlich noch höhere Individuendichten aufzuweisen und über einen längeren Zeitraum geeignet zu bleiben. Entsprechende Beobachtungen erfolgten im Steigerwald (BINZENHÖFER, 1997) und im Filderraum (GEISSLER, 1990a). Mit zunehmendem Sukzessionsalter wird in den Hochstaudenfluren *S. officinalis* durch die höherwüchsigen Hochstauden, insbesondere *Filipendula ulmaria* verdrängt. Dies ist vermutlich auch der Grund, weshalb in ihnen meist bereits nach einigen Jahren geringere Dichten der Falter festgestellt wurden (vgl. Kap. 4).

Tab. 4: Hypothese zur Eignung der verschiedenen Nutzungstypen als Teil- oder Gesamtlebensraum für *Glaucopsyche nausithous* und *Glaucopsyche teleius*.

Nutzungstyp	Intensivwiese (2- bis 3schürig)	Extensivwiese (1- bis 2schürig, mit angepaßten Mahdterminen)	Extensivweide	Jüngere Brachestadien	Ältere Brachestadien	Saumstrukturen (mit angepaßten Mahdterminen)
Vegetationsstruktur	dicht und mittelhoch	lückiger und niedrigwüchsiger als Intensivwiesen	lückig, niedrigwüchsig	vglw. lückiger und weniger hochwüchsig als ältere Brachestadien	sehr dicht und hochwüchsig	sehr dicht und hochwüchsig
	G. nausithous					
Eignung als Imaginalhabitat	○	●	●	●	●	●
Eignung als Larvalhabitat	●	●	●	●	●	●
	G. teleius					
Eignung als Imaginalhabitat	○	●	●?	●	●*	●*
Eignung als Larvalhabitat	○	●	●?	●	○	○

Bedeutung als Imaginal- bzw. Larvalhabitat: ● hoch bis sehr hoch
○ ungeeignet bis gering

* Hochstaudenfluren mit *Lythrum salicaria* in Nähe geeigneter Larvalhabitate

Aufgrund der Wirtsameisenvorkommen ergibt sich für *G. nausithous* nach den vorliegenden Ergebnissen von VENNEMANN (1996) aber auch für junge Brachestadien (bis zwei Jahre) eine hohe Eignung als Gesamtlebensraum, auch wenn diese aufgrund geringerer Dichten von *M. rubra* nicht ganz so hoch einzuschätzen ist. Ihre Eignung bestätigt auch die Bestandsentwicklung von *G. nausithous* auf den im Rahmen des Artenhilfsprogramms auf den Fildern eingerichteten Wechselbrachen mit zweijährigem Mahdrhythmus, die mit mittleren bis hohen Individuendichten besiedelt wurden (vgl. Kap. 5).

Für *G. teleius* haben im Gegensatz zu *G. nausithous* nur die jüngeren Brachestadien mit im Vergleich zu älteren Brachestadien lückigerer und meist niedrigwüchsigerer Vegetationsstruktur hohe Eignung als Entwicklungshabitat. In ihnen konnte VENNEMANN (1997) hohe Dichten der Wirtsameise *M. scabrinodis* feststellen. Nach ihren Untersuchungen war 1995 das Entwicklungshabitat der Hauptpopulation von *G. teleius* im Mittleren Neckarraum ein entsprechend strukturierter zweijähriger Altgrasbestand einer Glatthaferwiese. Auch in einem von BINZENHÖFER (1997) untersuchten Teilgebiet, in dem *G. teleius* im Vergleich zu *G. nausithous* relativ zahlreich vorkam, lagen alle Altgrasflächen erst seit etwa ein bis drei Jahren brach.
Zur genaueren Abgrenzung bis zu welchem Alter Brachen noch als Lebensraum für *G. teleius* geeignet sind, fehlen aber bislang umfangreiche Untersuchungen der Besiedlung durch die Wirtsameisen in Abhängigkeit vom Sukzessionsalter und Vegetationstyp der Brachestadien. Insgesamt dürften auch für *G. teleius* Altgrasbestände im Gegensatz zu den Hochstaudenfluren länger als Entwicklungshabitat geeignet bleiben.
Die älteren, typisch strukturierten, dichten und hochwüchsigen Brachestadien sind dagegen als Entwicklungshabitate ungeeignet oder nur von geringer Bedeutung. *M. scabrinodis* wurde in diesem Nutzungstyp nur in etwa 30 % der Fallen nachgewiesen. ELMES & THOMAS (1992) ermittelten für die nahe verwandte Art *G. arion*, daß für das Überleben einer Population mindestens 50 % der Pflanzen im Aktionsradius der Wirtsameisen liegen müssen. Die z. T. dennoch in entsprechend strukturierten Brachen festgestellten hohen Falterdichten dürfen nicht über diese fehlende oder nur geringe Eignung als Entwicklungshabitat hinwegtäuschen. Diese resultieren nach den vorliegenden Ergebnissen v. a. aus ihrer Funktion als Teilhabitat zur Nektarsuche. Dabei sind insbesondere Hochstaudenfluren mit *Lythrum salicaria*, die an geeignete Entwicklungshabitate grenzen, von Bedeutung.

Für die Richtigkeit dieser Hypothese gibt es außer der geringen festgestellten Abundanz der Hauptwirtsameise in diesen Flächen mehrere Hinweise:

- Das Verbreitungsmuster von *G. teleius* in der untersuchten Mainaue stimmt mit dieser Hypothese überein: nur in den beiden Teilgebieten, in denen zur Entwicklung geeignete Extensivwiesen vorkamen, waren in angrenzenden Hochstaudenfluren zahlreiche Individuen überwiegend bei der Nektarsuche an *Lythrum salicaria* zu beobachten. In Brachen außerhalb dieser Bereiche konnte *G. teleius*, von zwei Einzelbeobachtungen abgesehen, nicht festgestellt werden.
- BINZENHÖFER (1997) konnte in Mähwiesen (mit z. T. angepaßten Mahdterminen) *G. teleius* nur feststellen, wenn auch Hochstaudenfluren in unmittelbarer Nähe waren. Allerdings widerspricht sie sich bei der Interpretation dieses Ergebnisses, wonach die Hochstaudenfluren als Larvalhabitate und die Mähwiesen als Nektarhabitate dienen sollen, während sie zuvor feststellt, daß die Hochstaudenfluren wohl kaum als Larvalhabitate geeignet seien. In diesem Fall dürften nach den vorliegenden Ergebnissen die Mähwiesen mit angepaßten Mahdterminen die Entwicklungshabitate sein.
- Auch das von LAUX (1995) festgestellte unterschiedliche Ausbreitungsverhalten, wonach *G. teleius* häufiger in larvalfremden Strukturen bei der Nektarsuche beobachtet werden konnte, deutet auf die Bedeutung geeigneter Nektarhabitate für diese Art hin.

Die Ergebnisse zeigen, daß für *G. teleius* im Gegensatz zu *G. nausithous* nicht in jedem Fall, wie bislang angenommen (vgl. bspw. WEIDEMANN, 1996; EBERT & RENNWALD, 1991), Larval- und Imaginalhabitat identisch sind. *G. teleius* ist somit auf eine Vernetzung der Larvalhabitate mit geeigneten Nektarhabitaten angewiesen oder scheint hierdurch zumindest gefördert zu werden (vgl. auch BINZENHÖFER, 1997). Hierfür spricht auch, daß in allen Teilbereichen mit Vorkommen von *G. teleius* zumindest eine

der im Untersuchungsgebiet präferierten Saugpflanzen *Lythrum salicaria* (meist in Brachen oder Saumstrukturen) oder *Vicia cracca* (in Mähwiesen) festgestellt wurde. Die regional bzw. lebensraumspezifisch bevorzugte Saugpflanze *Lythrum salicaria* kommt in vielen Gebieten ausschließlich in den Hochstaudenfluren vor (vgl. auch BINZENHÖFER, 1997).
Um die Bedeutung dieser Teilhabitate abschließend zu klären, sind allerdings weitere Untersuchungen notwendig. Dabei sollte auch darauf geachtet werden, ob die Weibchen von *G. teleius* in diesen zur Entwicklung weitgehend ungeeigneten Habitaten überhaupt Eier ablegen. Die Blütenköpfe dieser Pflanzen entsprechen zumindest zum überwiegenden Teil nicht dem engen Eiablageschema „klein, unaufgeblüht und zumeist noch grün". Aufgrund der Hochwüchsigkeit und der in diesem Nutzungstyp überwiegend vegetativen Vermehrung der Pflanzen besitzen diese einen anderen Habitus als in regelmäßig gemähten Habitaten. Sie können eine Höhe bis 1,5 m erreichen und die Blütenknöpfe sind in der Regel vglw. sehr groß (bis zu 3 cm Länge). Durch die Autorin konnte in keinem Fall Eiablage-Verhalten beobachtet werden. Repräsentative Belege für diese Hypothese stehen jedoch noch aus. Interessant wäre dieser Aspekt insbesondere für die Klärung der Konkurrenzsituation der beiden Arten (s. u.)

Saumstrukturen (mit angepaßten Mahdterminen)

Die Besiedlungsdichten der beiden Wirtsameisen in den Saumstrukturen stimmen mit denen älterer Brachestadien überein. Vergleichbar ist auch ihre Bedeutung für die beiden *Glaucopsyche*-Arten.

Von *G. nausithous* können sich bereits in sehr kleinen oft nur 10 oder 20 m langen Säumen größere Teilpopulationen entwickeln, aber auch aus diesen Strukturen wird *S. officinalis* – in Hochstaudenfluren – nach mehrjährigem Brachfallen verdrängt (vgl. Kap. 4).

G. teleius nutzt die dicht strukturierten, hochwüchsigen Hochstaudenfluren, wie sie im Untersuchungsgebiet in den Mainauen ausgeprägt waren, offensichtlich wie die älteren Brachestadien ebenfalls nur als Teilhabitat zur Nektaraufnahme. So konnte in den zahlreichen Saumstrukturen nur ein Individuum von *G. teleius* außerhalb eines Bereiches mit hohem Anteil zur Entwicklung geeigneter Extensivwiesen festgestellt werden.
Nur wenige Beobachtungen liegen zur Bedeutung lückig strukturierter Saumstrukturen vor. Inwieweit diese als Entwicklungshabitate geeignet sein können, bleibt aufgrund der Kleinflächigkeit dieser Strukturen und des höheren theoretischen Flächenanspruchs von *G. teleius* fraglich. Dieser ergibt sich aus der Biologie dieser Art, von der sich aufgrund der größeren Larven in der Regel nur eine Raupe je Blütenkopf und Ameisenbau entwickeln kann.

3.5.2. Konzequenzen für Gefährdungsursachen und Gefährdungssituation

Ziel des vorliegenden Kapitels ist ein besseres Verständnis für die Ursachen der von zahlreichen Autoren festgestellten unterschiedlichen Gefährdungssituation der beiden *Glaucopsyche*-Arten, wobei davon ausgegangen wurde, daß diese eng mit der Differenzierung ihrer ökologischen Nischen im Sinne von HUTCHINSON (1957) zusammenhängen muß. Wie aber wirken sich diese Unterschiede auf die Gefährdungssituation aus und welche Faktoren sind dabei ausschlaggebend? Dieser Frage soll im folgenden nachgegangen werden.

Aus der differenzierenden Analyse der Habitatpräferenzen der Imagines und Wirtsameisen sowie der Verhaltensbeobachtungen lassen sich drei, die Gefährdungssituation entscheidend beeinflussende Unterschiede zwischen beiden Arten ableiten, die vermutlich für die stärkere Gefährdung von *G. teleius* verantwortlich sind:

- **Höherer Flächenanspruch von *G. teleius***
  Ein höherer Flächenanspruch von *G. teleius* resultiert mit hoher Wahrscheinlichkeit aus der Tatsache, daß sich im Gegensatz zu *G. nausithous* jeweils nur ein Individuum pro Blütenkopf und Ameisenbau entwickeln kann.

- **Vernetzung von Entwicklungs- und Nektarhabitaten förderlich für *G. teleius***
  Zusätzlich scheint die Vernetzung der Entwicklungshabitate mit geeigneten Nektarhabitaten für *G. teleius* notwendig oder aber mindestens förderlich zu sein, so daß weitere über das Vorhandensein geeigneter Entwicklungshabitate hinausgehende Requisiten für diese Art von Bedeutung sind und diese verstärkt auf Nutzungsmosaike angewiesen ist.

- **Stenökie der Hauptwirtsameise von *G. teleius***
  Entscheidender Faktor für die unterschiedliche Gefährdungssituation dürfte aber die Stenökie der Wirtsameise von *G. teleius* sein. Hierdurch steht in den Mainauen nur etwa die Hälfte der für *G. nausithous* geeigneten Fläche in Form von Extensivwiesen auch als Entwicklungshabitat für *G. teleius* zur Verfügung, da die dort vorhandenen älteren dicht und hochwüchsig strukturierten Brachestadien und Saumstrukturen nach den vorliegenden Ergebnissen als Entwicklungshabitate ungeeignet zu sein scheinen. *G. nausithous* kann dagegen alle Wiesenknopfhabitate mit angepaßten Mahdterminen auch als Entwicklungshabitat nutzen.
  Neben der geringeren Fläche der zur Verfügung stehenden Habitate resultiert hieraus gleichzeitig noch eine stärkere Isolation und enge räumliche Begrenzung der *G. teleius*-Vorkommen im Gegensatz zur kontinuierlichen Verbreitung von *G. nausithous*. Dafür ist insbesondere die fehlende Eignung der über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilten Saumstrukturen verantwortlich (vgl. Abb. 1). Die diese Strukturen als eigenständigen Lebensraum besiedelnde Art *G. nausithous* kann von diesen aus kurzfristig entstehende Brachestadien schnell erreichen und so alle potentiell geeigneten Habitate im gesamten Untersuchungsgebiet optimal nutzten.
  Alle registrierten Vorkommen von *G. teleius* waren dagegen mit einer Ausnahme maximal 1,25 km vom Entwicklungszentrum entfernt (vgl. Abb. 1). Die weitest entfernten Wiesenknopfvorkommen lagen dagegen ca. 7,5 km entfernt. Das bedeutet, daß im größten Teil des Untersuchungsgebiets nur kurzfristig geeignete Habitate kaum durch diese Art besiedelt werden können. Weiter entfernt liegende Flächen besitzen ein geringes Wiederbesiedlungspotential und werden mit hoher Wahrscheinlichkeit nach Extinktion nur längerfristig wiederbesiedelt (zu dieser Problematik vgl. auch Kap. 4). Dies könnte auch der Grund sein, weshalb in dem östlichen Teilbereich mit hohem Anteil Extensivwiesen keine Individuen beobachtet wurden. Dieser ist immerhin 4,5 km von den beiden Vorkommensschwerpunkten entfernt. Es reicht aus, wenn in einem einzigen Jahr alle Wiesen zu ungünstigen Zeitpunkten gemäht werden, daß eine Population erlischt. Dies scheint in einem so kleinen Gebiet nicht unrealistisch. Die weiteste nachweislich gewanderte Entfernung liegt für diese Art bei ca. 2,5 km (Binzenhöfer, 1997). Auch bei der großräumigen Rasterkartierung von Settele (1998) spielt die Isolation der festgestellten *G. teleius*-Vorkommen eine wichtige Rolle. Dieser geht zudem im Gegensatz zu Laux (1995) und Binzenhöfer (1997) von einer geringeren Mobilität dieser Art gegenüber *G. nausithous* aus (vgl. auch Kap. 2), was diesen Effekt noch verstärken würde.

Die drei genannten Faktoren, höherer Flächenanspruch, Vernetzung von Saug- und Entwicklungshabitaten und v.a die Stenökie der Wirtsameise, führen zu dem entscheidenden Unterschied, daß geeignete Entwicklungsbedingungen für *G. teleius* nur in Wiesenkomplexen mit kleinflächigen Nutzungsmosaiken, in denen hohe Anteile Extensivwiesen, junger Brachestadien und/oder Extensivweiden vorkommen, gewährleistet sind. In der untersuchten Mainaue wurden 56 der 60 Imagines in entsprechenden Flächen festgestellt. Dagegen kann *G. nausithous* regelmäßig auch in den meisten „Intensivwiesenkomplexen" noch festgestellt werden.
Das bedeutet, daß sich die im folgenden dargestellten Gefährdungsursachen der beiden *Glaucopsyche*-Arten unterschiedlich auswirken und *G. teleius* wesentlich schlechter an die derzeitigen Nutzungsänderungen angepaßt ist als *G. nausithous*.

Hauptgefährdungsursache für beide Arten ist zweifellos die Modernisierung der Landwirtschaft (J. A. THOMAS & ELMES, 1992; J. A. THOMAS, 1995; EBERT & RENNWALD, 1991 u. a.); (vgl. auch Kap. 2). Dadurch werden Lebensräume in wenigen Jahren verändert und vernichtet, die Jahrhunderte für ihre Entstehung gebraucht haben und nur schwer regenerierbar sind. Beide gegenläufige Entwicklungstrends der modernen Landwirtschaft sind dabei von Bedeutung. Unrentable, abgelegene Grenzertragsflächen werden der Sukzession überlassen oder aufgeforstet, die Nutzung auf den verbleibenden Flächen durch Umwandlung in Ackerland sowie durch Entwässerung und vermehrte Düngung der Mähwiesen intensiviert. Dies hat zur Aufgabe traditioneller extensiver Bewirtschaftungsformen geführt.

- **Verlust von Extensivnutzungen durch Nutzungsintensivierung**
  Die Nutzungsintensivierung ist zunächst für beide *Glaucopsyche*-Arten bestandsbedrohend. Vermehrte Düngung und die Drainage feuchter Wiesen erlauben eine intensivere zwei- bis dreischürige Nutzung ehemaliger Feuchtwiesen mit nicht an die Entwicklung der beiden *Glaucopsyche*-Arten angepaßten Mahdterminen. Intensive Bewirtschaftung fördert außerdem den Gräseranteil und nitrophile Pflanzen auf Kosten der Feuchte- und Nässezeiger u. a. (MEISEL & HÜBSCHMANN, 1976). Dadurch wird auch der Große Wiesenknopf zunehmend verdrängt, wie dies auch in den Mainauen in einigen Wiesenbereichen bereits der Fall war, in denen *S. officinalis* nur noch mit einer Deckung von r vorkommt.
  Die höhere Wüchsigkeit führt außerdem zu einer dichteren Struktur der Wiesen. Durch diese Entwicklung sind insbesondere die für eine optimale Entwicklung von *G. teleius* notwendigen wenig gedüngten, niedrigwüchsigen und lückig strukturierten Extensivwiesenkomplexe gefährdet. So gehören Streuwiesen zu den in Europa am schnellsten abnehmenden Landschaftstypen (ELMES & THOMAS, 1987). RIECKEN et al. (1994) stufen diese als bundesweit von vollständiger Vernichtung bedroht ein. Eine andere Form der extensiven Wiesennutzung mit weitgehend angepaßten Mahdterminen, die zumindest für den Großteil der Raupen eine erfolgreiche Entwicklung in den Fraßpflanzen erlaubt, sind die nur ein- bis zweischürigen artenreichen Wiesen frischer Standorte, wie z. B. artenreiche Glatthaferwiesen, Wiesenknopf-Silgenwiesen, Kohldistelwiesen u. a., wie sie in den Extensivwiesenkomplexen der untersuchten Mainaue vorkamen. Der erste Schnitt erfolgt aufgrund der geringen Wüchsigkeit erst im Juni. Auf einen zweiten Schnitt wird oft verzichtet oder er erfolgt erst Ende August/Anfang September. Auch diese Biotoptypen werden von RIECKEN et al. (1994) bundesweit in diese höchste Gefährdungskategorie eingestuft. Die entsprechenden Brachestadien sehen sie dagegen lediglich gefährdet. Nach KUNZMANN et al. (1985) ist ein Großteil des heutigen Wirtschaftsgrünlands durch Entwässerung und Aufdüngung aus meist nährstoffarmen Feuchtwiesen entstanden. Diese Wiesen konnten, wie bei BINZENHÖFER (1997) beschrieben, in manchen Jahren überhaupt nicht gemäht werden, und unterschiedliche Feuchtebedingungen führten zu Nutzungszyklen, in denen immer wieder geeignete Flächen entstanden.

- **Aufforstung und Nutzungsaufgabe abgelegener und unrentabler Grenzertragsflächen**
  Während die Aufforstung dieser Standorte eine direkte Lebensraumzerstörung bedeutet, wirkt sich die Nutzungsaufgabe für beide Arten zunächst positiv aus. *G. teleius* kann diese Brachestadien aber nur für einen Zeitraum von etwa zwei Jahren optimal nutzen, *G. nausithous* findet zumindest mittelfristig optimale Lebensräume. Erst in langjährigen Brachen oder in Hochstaudenfluren vermutlich bereits nach einigen Jahren, wird auch *S. officinalis* und damit *G. nausithous* durch die Konkurrenz höherwüchsiger Pflanzenarten wie z. B. *Filipendula ulmaria* vollständig verdrängt.

Neben der Modernisierung der Landwirtschaft spielt die direkte Zerstörung der Lebensräume durch Bebauung zumindest in Deutschland eine wesentliche Rolle. In der untersuchten Mainaue ist die Population von *G. teleius* durch eine Baugebietsausweisung akut gefährdet (GEISSLER & WALTER, 1993), eine größere Population der beiden Arten ist in der Pfalz durch Pläne für den Bau einer Talsperre bedroht (SETTELE, 1990b), und im Filderraum bei Stuttgart wurden durch Bebauung große Populationen von *G. nausithous* vernichtet (vgl. auch Kap. 4).

3.5.3. Bewertung der Gefährdungssituation und Entwicklungsprognose

Eine kritische Überprüfung der vielfach noch identischen Rote Liste Einstufungen erscheint aufgrund der Ergebnisse dringend notwendig (vgl. auch Kap. 4). Für die Einstufung muß berücksichtigt werden, daß die Gefährdungssituation sich zumindest für *G. teleius* aufgrund der starken Isolation ihrer Vorkommen und ihrer Bindung an vglw. nährstoffarme, extensive Nutzungskomplexe vermutlich noch verschärfen wird. So stellte SETTELE (1998) für die Bestände der Pfälzischen Rheinebene innerhalb des nur siebenjährigen Untersuchungszeitraumes (1989 bis 1995) einen leichten Rückgang fest. Für die Gefährdungseinschätzung ist außerdem zu berücksichtigen, daß geeignete Habitate von *G. teleius* nur schwer regenerierbar sind (vgl. RIECKEN et al., 1994). Aktive Schutzmaßnahmen, die über die gezielte Pflege und Sicherung der noch vorhandenen besiedelten oder nahe gelegenen Nutzungsmosaike hinausgehen, sind deshalb nur eingeschränkt möglich. Diese Art scheint überhaupt nur eine Überlebenschance zu haben, wenn es gelingt, in kürzester Zeit die Bestandsdaten zu aktualisieren und die noch verbliebenen Habitate zu sichern und zu optimieren. Insbesondere in den letzen 20 Jahren ist diese Art im Schatten von *G. nausithous* langsam aus zahlreichen Lebensräumen verschwunden. Großräumige Verbreitungskarten, wie sie z. B. in EBERT & RENNWALD (1991) dargestellt sind, zeigen ein ähnliches Verbreitungsmuster für beide Arten, täuschen damit aber über die tatsächliche Gefährdungssituation hinweg (vgl. Kap. 6).

Für *G. nausithous* konnte SETTELE (1998) in der Pfälzischen Rheinebene keine wesentlichen Bestandsänderungen feststellen. Auch in der Mainaue ist sie trotz mehrerer Eingriffsplanungen nicht bestandsbedroht. Diese Tatsache darf aber nicht darüber hinwegtäuschen, daß immer mehr potentielle und aktuell besiedelte Standorte vernichtet werden (vgl. auch Kap. 4). Auch für diese Art ist ein repräsentatives langfristiges Monitoringprogramm notwendig, um ihre Entwicklung realistisch einschätzen zu können. Für die Gefährdungseinschätzung ist aber auch das vorhandene Entwicklungspotential der Intensivwiesenkomplexe durch Anpassung oder Aussetzen von Mahdterminen und Schaffung kleinflächiger Saumstrukturen zu berücksichtigen (vgl. Kap. 5).

3.5.4. Ableitung geeigneter Schutzmaßnahmen

Es ist wenig aussichtsreich, Schutzkonzepte mit auf einzelne Arten abgestimmten Maßnahmen zu deren langfristiger Bestandssicherung durchzuführen. Dies ist mit hohem finanziellem Aufwand verbunden und in der Regel nur über wenige Jahre zu gewährleisten (vgl. auch SETTELE, 1992). Direkte Maßnahmen sind nur zur Überbrückung ungünstiger Zeiten geeignet (vgl. auch PLACHTER, 1992), aktuell aber oft die einzige realistische Möglichkeit zur Sicherung bedrohter Artenpotentiale (vgl. auch Kap. 5). Mittel- bis langfristig kann zumindest *G. teleius* nur überleben, wenn es gelingt, die Landnutzung insgesamt zu reformieren und extensive Grünlandnutzungen wieder großflächig zu etablieren.

Effektive Stützungsmaßnahmen für ***G. nausithous*** lassen sich mit vglw. geringem finanziellem Aufwand sehr erfolgreich durchführen (vgl. Kap. 4 und 5).
In großen Wiesenauen mit hohem Anteil potentiell geeigneter Flächen und verschiedenen Bewirtschaftern ergibt sich meist auch ohne gezielte Einflußnahme ein geeignetes Nutzungsmosaik, das zumindest mittelfristig ein Überleben der Gesamtpopulation sichert, wie es auch im Untersuchungsgebiet in Oberfranken der Fall ist. Zur Optimierung der Bestandssituation sollten die meist gemeindeeigenen Uferrandstreifen in Abschnitten, in denen *S. officinalis* vorkommt, nur alle zwei Jahre alternierend im Herbst gemäht werden, wobei auf den Abtransport des Mähguts geachtet werden muß. In kleineren Gebieten mit isolierteren Populationen ist dagegen die Einrichtung von kleineren Wechselbrachen zur langfristigen Sicherung notwendig, die in Abhängigkeit vom Eutrophierungsgrad und Standort nur alle zwei bis fünf (evtl. bis 10) Jahre alternierend im Frühjahr oder Herbst mit Abtransport des Mähgutes gemäht werden sollten. Geeignet sind hierzu alle Mähwiesen mit noch guten Beständen von *S. officinalis*. Von diesen großen Populationen, die als Ausbreitungszentren dienen (vgl. GEISSLER & SETTELE, 1990), können dann immer wieder andere, nur kurzfristig geeignete Wiesen im Gebiet neu besiedelt

werden. So kann ein Überleben der Population auch in Jahren gewährleistet werden, in denen die übrigen Flächen alle zu ungünstigen Zeitpunkten gemäht werden.

Für ***G. teleius*** ist eine Förderung nicht durch Entwicklung von Einzelflächen, sondern nur durch ein großflächigeres Nutzungsmosaik mit ausreichender Vernetzung von Entwickungs- und Nektarhabitaten möglich. Potentiell für Fördermaßnahmen geeignete Flächen sind v. a. mesotrophe wenig gedüngte Wiesenknopf-Wiesen. Als Nutzung kommen eine zweimalige Mahd bis Mitte Juni und ab Anfang/ Mitte September (v. a. Glatthaferwiesenstadien), eine Streuwiesennutzung mit einmaligem Mahdtermin im September (v. a. Molinieten) und jährlich einmal zur Hälfte alternierend gemähte Wechselbrachen mit angepaßten Mahdzeitpunkten in Frage. Auf den Abtransport des Mähgutes aus Gründen der Aushagerung ist besonderer Wert zu legen. Düngebeschränkungen bzw. -verbote sind in Abhängigkeit von der Vegetation und vom Standort ebenfalls notwendig. Dabei ist zu beachten, daß zur Zeit in der BRD ca. 35 bis 40 kg Stickstoff/ha allein durch die Luftverschmutzung auf die Flächen gelangen, was etwa dem Nährstoffentzug einer zweischürigen Wiese entspricht (vgl. WELLER, 1983; ELLENBERG, 1991; KAULE, 1991). Die Entwicklungshabitate sollten möglichst mit geeigneten Saughabitaten vernetzt werden.
Inwieweit Extensivweiden für diese Art ebenfalls eine optimale Nutzung darstellen, ist bislang noch nicht abschließend geklärt. Dieser Nutzungstyp sollte wegen des großen Potentials, bedingt durch die hohen Nachweisraten der Wirtsameise *Myrmica scabrinodis*, baldmöglichst genauer untersucht werden.

3.5.5. Hypothesen zur Konkurrenzsituation der beiden Arten

Nischendifferenzierungen zweier nahe verwandter, im selben Lebensraum vorkommender Arten können durch räumliche oder zeitliche Trennung realisiert sein. In Abb. 5 sind in Abhängigkeit vom Lebenszyklus der beiden Arten die bislang diskutierten und theoretischen Möglichkeiten für unterschiedliche Einnischungen dargestellt.
Auch mit den vorliegenden Ergebnissen läßt sich die Frage der unterschiedlichen Einnischung beider Arten nicht abschließend klären.

Eine zeitliche Trennung der beiden Arten durch phänologische Unterschiede schloß bereits MALICKY (1968) aus (vgl. Kap. 1).

Auch die von J. A. THOMAS (1984) vermutete strenge räumliche Trennung der Ei- und Raupenstadien innerhalb der Pflanze durch unterschiedliche Eiablageschemata der Imagines konnte so nicht bestätigt werden (vgl. 3.4). Selbst wenn diese Trennung in manchen Habitaten zu einem bestimmten Zeitpunkt gegeben ist, erreichen für *G. teleius* geeignete kleine, unaufgeblühte und noch grüne Blütenköpfe wenige Tage später das von *G. nausithous* bevorzugt belegte Blütenstadium: „klein, unaufgeblüht, aber bereits rot gefärbt" und noch später alle weiteren von dieser Art belegten Blütenstadien. Das bedeutet, daß ein Teil der durch *G. teleius* belegten Blütenköpfe kurze Zeit später ebenfalls durch *G. nausithous* mit Eiern belegt wird oder werden kann (vgl. auch EBERT & RENNWALD, 1991 und LAUX, 1995).

Auch eine räumliche Trennung der Imaginalhabitate ist nicht gegeben, und die unterschiedlichen Nektarpflanzenpräferenzen dürften ebenfalls kein Mechanismus zur Konkurrenzvermeidung bezüglich eines limitierenden Faktors sein. Auch wenn das Populationswachstum durch ein insgesamt zu geringes Nektarangebot begrenzt werden kann (ELMES & THOMAS, 1987), ist dies aufgrund der meist sehr hohen Dichte von *S. officinalis*, wenn überhaupt, äußerst selten ein limitierender Faktor (vgl. auch ELMES & THOMAS, 1992).

Die Untersuchungsergebnisse geben Hinweise für eine andere Hypothese zur Koexistenz der beiden Arten:
Ein zentraler Faktor für die Überlebenswahrscheinlichkeit einer Population ist das Überleben der Raupen in den Ameisenbauten (ELMES & THOMAS, 1987; J. A. THOMAS, 1995). Dabei sind zahlreiche

Zeitliche Trennung

unterschiedliche Phänologie im „kritischen Lebensabschnitt"

Räumliche Trennung

kleinräumig innerhalb desselben Habitats oder durch Nutzung unterschiedlicher Habitate

Imagines

- Nutzung unterschiedlicher Nektarquellen
- Räumliche Trennung der Imaginalhabitate

↙ ↖

Eier / 1.-3. Larvalstadium in den Wiesenknopfpflanzen

- kleinräumige Trennung innerhalb derselben *S. officinalis*-Pflanze
- Räumliche Trennung der Larvalhabitate durch unterschiedliches Eiablageverhalten der Imagines



4. Larval- bzw. Puppenstadium in den Ameisenbauten

- Nutzung unterschiedlicher Wirtsameisenarten
- Unterschiede der Überlebenschance in Abhängigkeit von der sie zufällig aufnehmenden Ameisenart
- Unterschiede der Habitatpräferenz der spezifischen Wirtsameise

Abb. 5: Diskutierte und theoretische Möglichkeiten für die unterschiedliche Einnischung der beiden syntop vorkommenden Arten *G. nausithous* und *G. teleius*.

Faktoren, wie ausreichende Nestdichte, Größe der Nester und Status der Ameisenvölker, von Bedeutung (J. A. THOMAS, 1995). Für das vierte Larvalstadium ergibt sich innerhalb gemeinsam besiedelter Habitate eine weitgehende kleinräumige Trennung durch die unterschiedlichen Überlebenschancen in Abhängigkeit von der sie zufällig aufnehmenden Wirtsameise. Hohe Überlebenschancen ergeben sich für *G. nausithous* ausschließlich in Nestern von *M. rubra*, für *G. teleius* in Nestern von *M. scabrinodis*, auch wenn sie sich zumindest zu einem geringen Prozentsatz noch in Nestern von *M. rubra* entwickeln kann (J. A. THOMAS, 1989). Die festgestellten unterschiedlichen Habitatpräferenzen der beiden Wirtsameisen führen deshalb zu einer teilweisen Trennung der Larvalhabitate (vgl. Tab. 4).

Konkurrenzvorteil für *G. nausithous* durch erfolgreiche Larvalentwicklung in Saumstrukturen und älteren Brachestadien

In den kleinflächigen Saumstrukturen und dichtstrukturierten, hochwüchsigen älteren Brachestadien kommt nur *M. rubra* in hohen Dichten vor. Dort legt *G. nausithous* auf die meist nur wenigen vorhan-

denen Pflanzen zahlreiche Eier, und je Blütenkopf können sich nachweislich von diesen kleinen Raupen bis zu sechs Individuen erfolgreich entwickeln. Damit ist nur für *G. nausithous* in größerem Umfang eine erfolgreiche Entwicklung möglich, wie auch das Verbreitungsmuster in der untersuchten Mainaue gezeigt hat. In diesen Lebensräumen scheint *G. nausithous* weitgehend vor der Konkurrenz von *G. teleius* geschützt zu sein. Die räumliche Trennung der Habitate trifft möglicherweise bereits das Eiablagestadium, da die Blütenköpfe der in diesen Habitaten sehr großen Wiesenknopfpflanzen nicht dem engen Eiablageschema von *G. teleius* entsprechen (s. o.). Eiablage in größerem Umfang ist aber auch sonst durch *G. teleius* nur in den Brachen zu erwarten, die in der Nähe geeigneter Entwicklungshabitate liegen.
Wie aber stellt sich die Konkurrenzsituation bezüglich der Eiablage und des ersten bis dritten Larvenstadiums in den gemeinsam besiedelten Extensivwiesen und jüngeren Brachestadien dar?

Konkurrenzvorteil für *G. teleius* in gemeinsam besiedelten Habitaten?

Die Weibchen von *G. teleius* legen ihre Eier einzeln in die Blütenköpfe. Diese Strategie der weiträumigeren Verteilung der Entwicklungsstadien innerhalb geeigneter Habitate beugt der Übernutzung einzelner Blütenköpfe durch die im Gegensatz zu *G. nausithous* wesentlich größeren Raupen vor. Mit Sicherheit kann sich pro Wiesenknopf und Ameisenbau nur eine Larve entwickeln (Fiedler, 1990).
Was aber passiert, wenn beide Arten in denselben Blütenkopf ihre Eier abgelegt haben? Es ist sehr wahrscheinlich, bleibt aber noch nachzuweisen, daß die Raupen von *G. teleius* wie die Raupen der nahe verwandten Art *G. arion* kannibalistisch sind und zudem nicht nur arteigene Konkurrenten, sondern auch die identisch aussehenden *G. nausithous*-Raupen fressen. Das würde bedeuten, daß *G. teleius* in allen gemeinsam besiedelten Habitaten gegenüber *G. nausithous* einen Konkurrenzvorteil hätte. *G. nausithous* kann dies jedoch vermutlich dadurch kompensieren, daß sich in Blütenköpfen, die nicht durch *G. teleius* belegt wurden, mehrere Raupen entwickeln können, zumal gerade in den gemeinsam besiedelten Extensivwiesen, -weiden und jungen Brachestadien *S. officinalis* meist in sehr hohen Dichten vorkommt und die Weibchen, wie oben erläutert, nicht in der Lage sind, bereits belegte Köpfe zu erkennen (Elmes & Thomas, 1987 und Fiedler, 1990).
Für diese Hypothese spricht auch, daß in der untersuchten Mainaue von *G. nausithous* in den Extensivwiesen mit 3 % der Fläche nur ca. 25 % der Gesamtbeobachtungen gegenüber ca. 59 % in den 2 % Brachen und Saumstrukturen festgestellt wurden.
Diese Hypothese steht im Gegensatz zu den Vermutungen von Laux (1995), die aus dem punktförmig konzentrierten Auftreten von *G. nausithous* ableitete, daß diese Art an solchen Stellen die konkurrenzstärkere Art ist und *G. teleius* als die flexiblere Art solchen Konzentrationen ausweicht. Für ein Ausweichen gibt es allerdings bislang keinerlei Hinweise; im Gegenteil lassen sich beide Arten in dicht besiedelten Habitaten oft auf weniger als 100 m^2 gemeinsam mit bis zu 20 Faltern gleichzeitig beobachten und auch die Nektarpflanzen wurden teilweise gemeinsam besaugt.

3.6. Ausblick

Den Ursachen für die unterschiedliche Gefährdungssituation nachzugehen und wesentliche Parameter zu erkennen, war Ziel der Untersuchungen. Auch wenn sich nicht alle Hypothesen im Detail verifizieren lassen, so scheinen doch bereits wesentliche Erkenntnisse gewonnen, die zu einem effektiveren und gezielteren Schutz führen können. Dieses Kapitel soll vor allem auch als Anregung dienen, weitere, detailliertere und gezieltere Untersuchungen zu diesem Fragenkomplex durchzuführen. Dies gilt insbesondere für die Abgrenzung zur Larvalentwicklung von *G. teleius* geeigneter und nicht geeigneter Brachestadien, die Bedeutung von Extensivweiden für diese Art, die Frage, ob die Raupen von *G. teleius* tatsächlich Raupen von *G. nausithous* fressen und ob in den älteren Brachestadien und Saumstrukturen keine oder nur selten Eiablage durch *G. teleius* erfolgt.

Teil II: Untersuchungen zur Wirkung anthropogener Veränderungen auf eine Metapopulation von *Glaucopsyche nausithous*

4. Langzeitstudie zur Wirkung unterschiedlicher Biotopverbundkonzepte und verschiedener Gefährdungsfaktoren auf die Metapopulationsstruktur und Metapopulationsdynamik von *Glaucopsyche nausithous* im Naturraum Filder

4.1. Einleitung

4.1.1. Anlaß der Untersuchung

1987 wurde die Gefährdung der beiden größten lokalen Populationen von G. nausithous in Filderstadt durch Bebauung dreier kleinflächiger Brachen festgestellt (vgl. Kap. 1 und Settele & Geissler, 1988). Als weitere Gefährdungsfaktoren der Populationen im Hauptuntersuchungsgebiet auf den Fildern ermittelte die Autorin 1988

- die Verdrängung der Wiesenknopf-Bestände als Folge von Eutrophierung und/oder Beschattung durch Gehölze sowie
- Wiesenumbruch.

Wirkung und relative Bedeutung dieser Faktoren ließen sich jedoch auf Basis der zweijährigen zugrundeliegenden Beobachtungsdaten nur unzureichend abschätzen, weshalb die vorliegende Langzeitstudie begonnen wurde. 1987 bis 1995 erfolgten regelmäßige Kontrollen auf Grundlage der Kartierung von Settele & Geissler (1988), die Teile der Gemarkungen Leinfelden-Echterdingen und Filderstadt umfaßte.

Diese Untersuchung entwickelte sich zunehmend auch zu einer Erfolgskontrolle für die Effizienz unterschiedlicher Biotopverbundstrategien. Beide Städte gehören zum Nachbarschaftsverband Stuttgart, für den 1987 ein Biotopverbundkonzept im Maßstab 1: 25.000 von der Planungsgruppe Landschaftsarchitektur und Ökologie in Zusammenarbeit mit dem Institut für Landeskultur und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim vorgelegt wurde (Schmelzer, 1987; Roweck, 1987). Die Maßnahmenempfehlungen basierten auf den Ergebnissen einer Biotoptypenkartierung. Faunistische Begleituntersuchungen wurden nicht durchgeführt. Auf Rücksichtnahme gefährdeter Tierartenvorkommen bei der Umsetzung der Maßnahmen wurde allerdings verwiesen. Maßnahmenvorschläge für die Grabenränder, an denen *G. nausithous* vorkommt, waren an zwei Grabenabschnitten „Neuanlage und Förderung von Gehölzstrukturen", für die übrigen „Neuanlage und Förderung von Strukturen der Fließ- und Stillgewässer", die den Erhalt und die Förderung von Hochstaudenfluren, aber auch die Neuanlage von Gehölzstrukturen u. a. umfaßt.
In diesem Zusammenhang wurde auch auf die erwartbaren positiven Effekte eines von der Gemeinde Filderstadt initiierten Gewässersanierungsprogramms hingewiesen. Dieses umfaßte u. a. die Entwicklung mindestens 5 m breiter, extensivierter Randstreifen beidseits der Gewässer als Pufferzonen zur angrenzenden intensiven agrarischen Nutzung. Die Gewässerufer selbst sollten zumindest „in Mangelbereichen" mit Gehölzen bepflanzt werden, um eine Verbesserung der Wasserqualität zu erreichen. In diese Maßnahme einbezogen wurden alle Grabenränder, an denen *G. nausithous* vorkommt. Obwohl der Gemeinde die erwartbaren negativen Folgen der Gehölzpflanzungen für die bestehenden Populationen von *G. nausithous* bekannt waren – ihr lag u. a. ein eigens in Auftrag gegebenes Gutachten zur ökologisch sinnvollen Grabenpflege in Filderstadt und deren Auswirkungen auf die vom Aussterben bedrohte Schmetterlingsart *G. nausithous* vor (Settele & Geissler, 1987) -, realisierte die Stadt die Gehölzpflanzungen seit 1988 nahezu flächendeckend an allen Entwässerungsgräben und Bächen.

Der geplante Ausgleich für den Verlust an Lebensräumen durch Neuschaffung in angrenzenden, extensivierten Bachrandstreifen ließ sich zum einen durch fehlendes Interesse der örtlichen Landwirte nur an wenigen Stellen realisieren, zum anderen sind diese Flächen durch die Mahdtermine – erste Mahd frühestens nach dem 15. Juni – als Ersatzlebensraum für *G. nausithous* nicht geeignet.
Die Gemeinde Leinfelden-Echterdingen stellte dagegen ihr Pflegekonzept entsprechend der Empfehlungen aus o.g. Gutachten zur ökologisch sinnvollen Grabenpflege um. Außerdem waren einige Landwirte bereit, sich an einem Artenschutzprogramm für *G. nausithous* zu beteiligen (vgl. Kap. 5).
Die Untersuchung erfolgte in 138 Habitaten in 28 Teilgebieten. Diese Populationen bilden das räumliche Zentrum der Metapopulation auf den Fildern (vgl. auch Abb. 23 in Kap. 5).

[Eines muß an dieser Stelle deutlich werden: Es geht mit dieser Analyse nicht darum, eine Gemeinde an den Pranger zu stellen. Es gibt zahllose Beispiele für die Umsetzung ähnlicher Planungen. Es muß aber aufgezeigt werden, welche Defizite für die Naturschutzplanung auf kommunaler Ebene aufgrund fehlender übergeordneter Zielkonzepte und Planungsvorgaben bestehen.]

4.1.2. Metapopulationsstruktur von *Glaucopsyche nausithous* im Untersuchungsgebiet

Der Begriff der Metapopulation wurde von Levins (1970) geprägt. Bezeichnet wird damit eine Gruppe von Teilpopulationen (= lokale Populationen), die durch regelmäßigen Austausch in Verbindung stehen. Von jedem Habitat muß das nächste besiedelte Habitat noch erreichbar sein. Der Austausch zwischen den weitest entferntesten Habitaten ist dagegen meist nur in mehreren Schritten (Generationen) möglich. Die Metapopulationsdynamik und damit eng zusammenhängend die Überlebenswahrscheinlichkeit lokaler Populationen wird bestimmt durch Aussterbe- (Extinktion) und Wiederbesiedlungsprozesse (Kolonisation). Ihr langfristiges Überleben hängt von der Balance zwischen lokaler Extinktion und Rekolonisation ab (vgl. Hanski et al., 1995). Dabei kann eine Metapopulation sogar noch überleben, wenn alle Teilpopulationen vom Aussterben bedroht sind (Hanski & C. D. Thomas, 1994). Nicht jede lokale Population muß dabei gleichbedeutend für das Überleben der Metapopulation sein (vgl. z. B. Harrison, 1991, 1994). Große lokale Populationen in großen qualitativ hochwertigen Habitaten haben erwartungsgemäß eine wesentlich geringere Aussterbewahrscheinlichkeit als kleine Populationen in kleinen qualitativ schlechten Habitaten.

Inzwischen wurden von mehreren Autoren detaillierte Kriterien für das Vorliegen einer Metapopulation aufgestellt (vgl. z. B. C. D. Thomas, 1995; Reich & Grimm, 1996). Nach Settele (1998) ist nach eingehendem Vergleich dieser jeweils geringfügig voneinander abweichenden Definitionen eine Metapopulation „ausreichend dadurch definiert, daß lokale Populationen gelegentlich aussterben und neue gebildet werden." Dabei ist die Anzahl der Austauschvorgänge und der Etablierungserfolg entscheidend. Bei sehr häufigem Austausch liegt eine einzige räumlich heterogene Population vor (vgl. Hanski & Gilpin, 1991; Reich & Grimm, 1996), bei fehlendem oder extrem seltenem Austausch eine isolierte Einzelpopulation.

Die korrekte Abgrenzung von Metapopulationen v. a. gegenüber Gruppen isolierter Einzelpopulationen ist für den Naturschutz von großer Bedeutung. „Echte Metapopulationen" weisen im Falle der Entkoppelung der Extinktionsursachen lokaler Populationen z. B. durch nicht korrelierte Umweltschwankungen eine erhöhte Überlebenswahrscheinlichkeit gegenüber derselben Anzahl isolierter Einzelpopulationen auf (Den Boer, 1968, 1981). Ein hierfür verantwortliches Phänomen ist, neben der Möglichkeit zur Rekolonisation nach erfolgter Extinktion, der „Rescue-Effekt", d. h. die Verminderung des Aussterberisikos lokaler Populationen durch Immigranten (vgl. z. B. Brown & Kodric-Brown, 1977; Hanski, 1991, 1997). Bei räumlich korrelierten Umweltschwankungen, die die Dynamik aller lokalen Populationen einer Metapopulation gleichsinnig beeinflussen, haben Metapopulationen dagegen keine erhöhte Überlebenschance, weshalb zwischen der Metapopulationskonstellation und einer möglicherweise damit verbundenen erhöhten Überlebenschance strikt unterschieden werden muß (vgl. auch Reich & Grimm, 1996; Settele, 1998).

Drei Metapopulationsmodelle mit zahlreichen Übergängen werden derzeit diskutiert. Einen Überblick geben bspw. SETTELE et al. (1996):

1. **Festland-Insel oder Trittstein-Modell** (HANSKI & GYLLENBERG, 1993)
   Dieses geht davon aus, daß der Austausch zwischen Habitaten v. a. von einer sehr großen Population (Mainland) zu kleineren Habitatinseln (Islands) erfolgt.

2. Das **Insel-Archipel-Modell** (LEVINS, 1970)
   Bei diesem Modell kann der Austausch zwischen Habitatinseln in alle Richtungen erfolgen.

3. **Modell ephemerer Habitatinseln** (WILSON, 1992)
   Dieses Modell entspricht dem Insel-Archipel-Modell, die Habitatinseln haben aber nur eine begrenzte Lebenszeit.

Zwischen diesen Konstellationen existieren in der realen Landschaft alle Übergangsformen und auch die Unterscheidung zwischen räumlich heterogenen Populationen, modellhaften Metapopulationen und isolierten Einzelpopulationen läßt sich nicht immer eindeutig treffen (SETTELE et al., 1996; REICH & GRIMM, 1996). Für zahlreiche Tagfalterarten konnte bereits nachgewiesen werden, daß sie als Metapopulationen existieren (vgl. z. B. C. D. THOMAS, 1995; C. D. THOMAS & HANSKI, 1997).

Die **Metapopulationsstruktur von *G. nausithous*** konnte für das bereits stark fragmentierte Untersuchungsgebiet auf Basis der 1987 durchgeführten Kartierung (SETTELE & GEISSLER, 1988) und anschließender Wiederholungskartierungen sowie anhand von Ergebnissen aus zweijährigen Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen der Autorin (vgl. GEISSLER, 1990a und b) weitgehend geklärt werden.
Extinktions- und Kolonisationsereignisse als Kriterium für die Existenz einer Metapopulation wurden innerhalb dieses nur dreijährigen Untersuchungszeitraumes mehrfach beobachtet (vgl. auch Tab. 6).
Die Metapopulationsstruktur kommt dem Modell ephemerer Habitatinseln nach WILSON (1992) vglw. nahe (vgl. auch SETTELE et al., 1996), enthält aber Elemente aller drei Modelle und weist außerdem neben typischen Metapopulationsstrukturen auch Elemente räumlich heterogener Populationen auf. Der Mosaikzyklus im Sinne von REMMERT (1988) wird durch Mahdhäufigkeit und Mahdzeitpunkte bestimmt.
Charakteristische Populationsstruktur von *G. nausithous* sind lokale Populationen, die sich aus mehreren sehr kleinen, nur selten eindeutig abgrenzbaren Subpopulationen mit hohen Austauschraten (je nach Struktur 21 bis 78 %) zusammensetzen. Diese Elemente räumlich heterogener Populationen scheinen nicht unüblich für das Verbreitungsmuster von Tagfaltern und konnten bspw. auch für eine Population von *Aphantopus hyperantus* beobachtet werden (vgl. SUTCLIFFE et al., 1997). Gleichzeitig sind nicht alle Habitate gleichbedeutend. In Abhängigkeit von der Habitatqualität kann zwischen Habitaten mit Quellpopulationen (Source), zu denen Weiden, sowie Brachen und selten gemähte Grabenränder zumindest während einiger Jahre gehören, und Empfangspopulationen (Sink), v. a. Mähwiesen, unterschieden werden, die i. d. R. für eine erfolgreiche Entwicklung ungeeignet sind und immer wieder neu besiedelt werden müssen. Die großen Populationen in mehrjährigen Brachestadien und Extensivweiden dienen dabei im Untersuchungsgebiet als Ausbreitungszentren (Reservoirpopulationen als Spezialfall einer Source-Population). Keine lokale Population war groß genug, um langfristig überleben zu können.
Die höchste festgestellte Individuenzahl einer lokalen Population betrug 1987 48 Imagines. SETTELE (1998) ermittelte im Rahmen einer modellgestützen Metapopulationsanalyse auf Rasterdatenbasis für *G. nausithous* einen mittleren Populationskorrekturfaktor 25 für die Berechnung der Gesamtpopulationsgröße. Bei Anwendung dieses Faktors ergibt sich eine Gesamtpopulationsgröße von ca. 1200 Individuen. Erst Populationen von mehreren tausend oder zehntausend Individuen starben nach Auswertung der bislang vorliegenden längerfristigen Studien zu Tagfaltern (drei bis 30 Jahre) C. D. THOMAS & HANSKI (1997) innerhalb dieses Zeitraumes nur extrem selten aus.
Die Distanz zwischen den weitest entfernten lokalen Populationen beträgt etwas mehr als 10 km, die maximale Entfernung zum nächsten besiedelten Patch betrug zu Beginn der Untersuchung 1987 weniger als 1 km (vgl. Abb. 12). Der Austausch zwischen Habitatinseln erfolgte zufällig in alle Richtun-

gen. Damit gehören bei einer maximal nachgewiesenen Migrationsdistanz von 5100 m (vgl. BINZENHÖFER, 1997) alle Habitate derselben Metapopulation an, auch wenn zwischen den weitest entfernten Patches vermutlich kein oder nur sehr selten direkter Austausch stattfindet.

4.2. Vorgehensweise

4.2.1. Beschreibung der Vorgehensweise

Im Untersuchungsgebiet erfaßten SETTELE & GEISSLER (1988) alle Flächen mit - zur Hauptflugzeit Ende Juli - blühenden Wiesenknöpfen (vgl. SETTELE & GEISSLER, 1988). 1987 bis 1995 wurden 138 der damals festgestellten potentiellen Lebensräume (Patches) in 28 Teilgebieten - mit Ausnahme von 1990 - jährlich während der Hauptflugzeit begangen. Gegenüber der Ausgangsuntersuchung wurde das Bearbeitungsgebiet etwas verkleinert. Insgesamt ca. 230 ha potentiell geeigneter Lebensräume verteilen sich überwiegend jeweils als Ansammlungen mehrerer Patches im ca. 60 km² großen Untersuchungsgebiet (vgl. Abb. 12).

Als **Patch** (bei Besiedlung durch *G. nausithous* räumliche Ebene der Subpopulationen) werden potentiell besiedelbare *S. officinalis* Bestände innerhalb abgrenzbarer Teilgebiete bezeichnet, die durch Flächen anderer Vegetation getrennt sind. Die meisten Patches sind lineare Saumstrukturen, 95 entlang von Entwässerungsgräben, 18 entlang von Wegen. Mähwiesen mit frühem ersten Schnitt stellen 14 Teilflächen, Brachen 9 und Weiden zwei. Die Flächengröße der Patches beträgt bei den Grabenrändern, übrigen Saumstrukturen und flächigen Brachen meist nur etwa 0,01 ha, bei einzelnen Mähwiesen auch bis zu 0,25 ha. Diese wurden für die Auswertung der Extinktions- und Kolonisationsereignisse zu **Teilgebieten** (bei Besiedlung durch *G. nausithous* räumliche Ebene der lokalen Populationen) zusammengefaßt. Als solche wurden Bereiche definiert, die durch Siedlung, Straßen oder Entfernungen von mehr als 400 m zum nächsten besiedelten Patch isoliert sind. Bis zu dieser Entfernung konnten bei den Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen 1988 noch vermehrt Wanderungen nachgewiesen werden (vgl. GEISSLER, 1990 a). Die Größe der Teilgebiete variiert zwischen 0,01 ha (ein einzelnes Patch) und 63 ha (Biotopkomplex aus zahlreichen zur Entwicklung der Raupen meist ungeeigneten Wiesen - z.T. mit *S. officinalis* - und vereinzelten Brachen und Grabenrändern).

Für jedes Patch wurde die beobachtete Individuenzahl von *G. nausithous*, die aktuelle Nutzung - d.h. was bei einer einmaligen Kartierung davon erkennbar ist: ob das Habitat in dem Jahr bereits gemäht wurde -, die Anzahl blühender Wiesenknöpfe und generelle Änderungen bezüglich der Eignung als potentieller Lebensraum z.B. durch Verlust der *S. officinalis*-Bestände notiert. Außerdem wurde jeweils dokumentiert, wenn sich an anderer Stelle innerhalb der Teilgebiete neue Habitate z.B. durch Brachfallen bislang ungeeigneter Mähwiesen entwickelt hatten.

Die Erfassung der Imagines erfolgte durch Linientransektkartierungen in Anlehnung an MOORE (1975) und ERHARDT (1985). Diese Methode schlägt bspw. auch MÜHLENBERG (1990) für Langzeitbeobachtungen vor, und in Großbritannien wird sie im Rahmen des landesweiten Tagfalter-Monitorings entlang festgelegter Routen seit 1976 erfolgreich angewandt (z.B. POLLARD et al., 1986; POLLARD & YATES, 1993). Im Gegensatz dazu wurde im Untersuchungsgebiet jeweils die Gesamtfläche des Habitats bearbeitet (lineare Strukturen mit weniger als 5 m Breite in einer Begehung, flächige Strukturen in 5 m breiten Schleifen). Die Individuenangaben entsprechen folglich nicht Populationsgrößenschätzungen, sondern Angaben relativer Häufigkeiten.
Die Begehungen erfolgten ausschließlich während klimatisch stabiler Witterungsperioden mit für den Insektenflug günstigen Bedingungen zwischen 10 und 17 Uhr MESZ: überwiegend sonnige Tage, Temperaturen zwischen 17 und 25° C. Tabelle 5 zeigt die jeweiligen Erfassungszeiträume.

Tab. 5: Überblick über die Zeiträume für die systematischen Untersuchungen 1987 bis 1995.

Untersuchungsjahr	Untersuchungszeitraum
1987	23.VII. bis 11.VIII.
1988	12.VII. bis 23.VII.
1989	12.VII. bis 24.VII.
1991	25.VII. bis 27.VII.
1992	2.VIII. bis 4.VIII.
1993	29.VII. bis 3.VIII.
1994	25.VII. bis 31.VII.
1995	20.VII. bis 1.VIII.

In einigen Jahren wurden im Rahmen anderer Erfassungen auch Daten zur Phänologie der Imagines ermittelt. Es hat sich gezeigt, daß diese in Abhängigkeit von der Witterung während der Flugzeit sehr unterschiedlich ist. Bei günstigen Bedingungen mit längeren Hochdruckperioden kann die Flugzeit von Mitte Juli bis Mitte August andauern. Die längste erfaßte Flugzeit reichte 1988 vom 11.VII. bis 14.VIII. In Jahren mit ungünstigen Witterungsbedingungen – regnerisch und kühl – dauerte die Flugzeit im Extremfall dagegen nur von Mitte Juli bis Anfang August wie bspw. 1993 vom 16.VII. bis 6.VIII. In demselben Jahr ließen sich bereits in den ersten Augusttagen während der Geländeerhebungen auch in sonst mit hohen Individuendichten besiedelten Habitaten nur noch vereinzelt Individuen feststellen, obwohl die Witterungsbedingungen zu diesem Zeitpunkt ideal waren. Auch 1992 wurde die Kartierung vermutlich zu spät durchgeführt und dokumentiert somit zu geringe Abundanzen.

4.2.2. Untersuchungen zur Zuverlässigkeit der angewandten Methode

Zur Abschätzung der Fehlerquote der nur einmaligen Begehungen wurden 1988 zweimal alle Patches während der Zeiträume vom 12.VII. bis 23.VII. und 2.VIII. bis 9.VIII. kartiert und die Ergebnisse bezüglich ihrer Aussagen zur An- und Abwesenheit verglichen. Bezogen auf die Patches ergibt sich für 30 %, bezogen auf die 28 Teilgebiete nur für 14 % (= vier Teilgebiete) keine Übereinstimmung. Damit sind die erwartbaren Fehlerquoten bei einer nur einmaligen Begehung für die Teilgebiete nur etwa halb so hoch wie für die Patches, weshalb die Auswertung der Extinktions- und Kolonisationsereignisse nur auf der räumlichen Ebene der Teilgebiete durchgeführt wurde.
SETTELE (1998) konnte für seine Daten aus 500 m² Rastern beim Vergleich der Ergebnisse aus fünf Begehungen für *G. nausithous* vergleichbare Fehlerquoten von etwa 20 % ermitteln. Bereiche mit hohen Dichten wurden somit zuverlässig erfaßt, während in Bereichen geringer Dichte damit gerechnet werden muß, daß der Nachweis trotz Anwesenheit nicht erfolgt ist. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, daß die tatsächliche Fehlerquote dennoch geringer sein dürfte, würden nur Habitate mit Fortpflanzungserfolg berücksichtigt, der umso wahrscheinlicher ist, je mehr Tiere im Gebiet anwesend sind.

1988 wurden nach Ende der Flugzeit 60 Patches in 21 Teilgebieten auf das Vorkommen von Präimaginalstadien (Eier, Eischalen oder Kopfkapseln der geschlüpften L3 Larven) untersucht (vgl. Tab. 6).

Tab. 6: Übereinstimmung zwischen Imaginalnachweisen und dem Nachweis von Präimaginalstadien.

Imaginalnachweis (bei zwei 1988 durchgeführten Begehungen)	Nachweis von Präimaginalstadien			
	Patches n = 60		Teilgebiete n = 21	
	positiv	negativ	positiv	negativ
+ +	13	1	9	0
+ –, – +	14	7	3	0
– –	16	9	6	3

Bezüglich der untersuchten **Patches** ergab sich folgendes Ergebnis:

Auf 35 dieser Flächen wurden im selben Jahr bei mindestens einer der zwei Begehungen zur Flugzeit Imagines festgestellt. In 8 davon (= 23 %) ließen sich dennoch keine Präimaginalstadien nachweisen, obwohl sich die Blütenköpfe bei Belegung charakteristisch verfärben und entsprechende Stadien dadurch vglw. leicht nachweisbar sind. Das bedeutet, daß die Flächen entweder nicht belegt wurden – z. B. wenn es sich bei den Imagines um patrouillierende Männchen handelt – oder belegte Köpfe dennoch übersehen wurden. Mit einer Ausnahme konnte in diesen Patches, nur bei einer Begehung Einzelindividuen festgestellt wurden, wodurch die erste Erklärung wahrscheinlicher wird.
Dagegen wurden in 9 der 25 (= 36 %) bei beiden Begehungen nicht nachweislich besiedelten Patches Präimaginalstadien erfaßt. Es kann davon ausgegangen werden, daß zumindest in einem Großteil dieser Flächen durch migrierende Weibchen Eier abgelegt wurden. Dies dürfte beispielsweise auch für eine isolierte Einzelfläche gelten, die ca. 700 m vom nächsten *S. officinalis*-Bestand entfernt ist und auf der in keinem der insgesamt 8 Untersuchungsjahre Imagines beobachtet werden konnten.

Bezogen auf die 21 untersuchten **Teilgebiete** ergaben sich folgende Ergebnisse:

In allen bei beiden Begehungen (n = 9) und in allen bei nur einer Begehung (n = 3) nachweislich besiedelten Teilgebieten wurden Präimaginalstadien nachgewiesen. Nur in drei der insgesamt 10 bei beiden Begehungen nicht besiedelten Gebiete gelang kein positiver Nachweis! Das bedeutet, daß auf dieser Ebene die Anwesenheit von Imagines und Larvalstadien besser übereinstimmen, was wiederum für die Verwendung der Teilgebietsebene zur Auswertung der Kolonisations- und Extinktionsereignisse spricht.

4.3. Ergebnisse

4.3.1. Entwicklung der Gesamtbeobachtungen von 1987 bis 1995

Von 1987 bis 1995 konnten bei den einmaligen jährlichen Begehungen der 138 untersuchten Patches insgesamt jeweils zwischen 100 und 248 Individuen beobachtet werden (vgl. Abb. 6 und Tab. 7). Zu Beginn der Untersuchung 1987 betrug die Summe der beobachteten Individuen 187, im letzten Untersuchungsjahr 1995 war sie mit 198 fast identisch. Die geringe Schwankungsbreite um den Faktor 2,5 scheint auf vglw. stabile Verhältnisse hinzudeuten und wäre vermutlich sogar noch geringer, hätten die Begehungen 1992 und 1993 zu einem früheren Zeitpunkt stattgefunden. Demnach hätten sich die oben beschriebenen Gefährdungsfaktoren und Biotopverbundmaßnahmen nicht ausgewirkt.

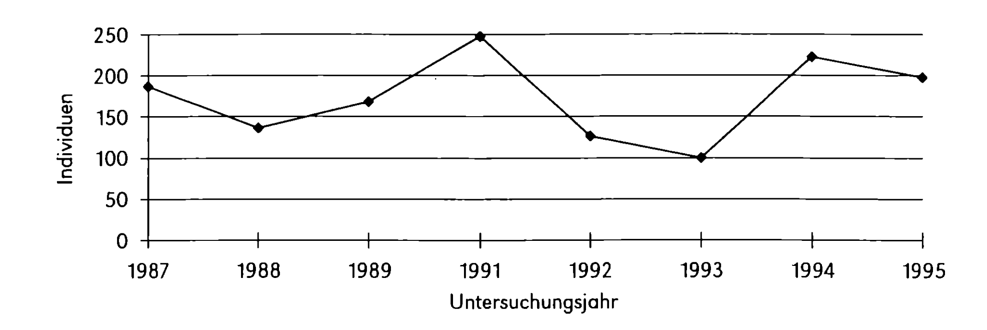


Abb. 6: Summe der jährlich beobachteten Individuen.

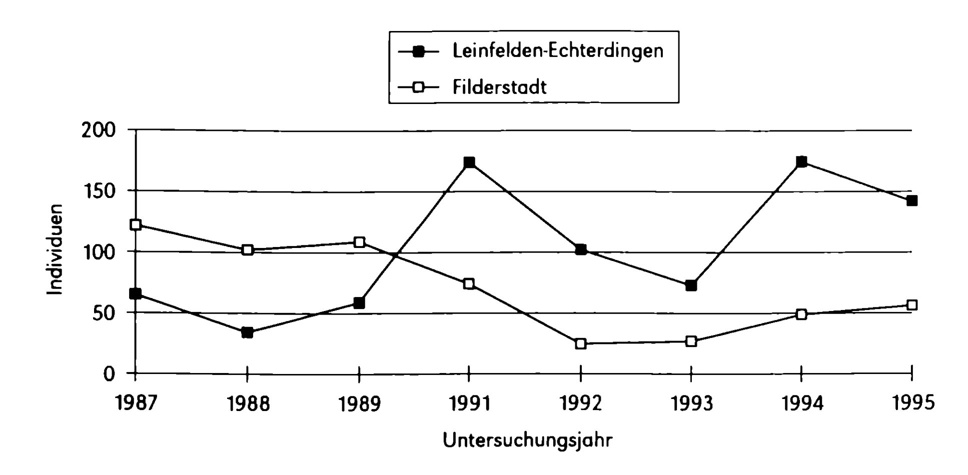


Abb. 7: Summe der jährlich beobachteten Individuen getrennt dargestellt für die Gemarkungen Leinfelden-Echterdingen und Filderstadt.

Erst wenn die Daten für die beiden Gemeinden getrennt dargestellt werden, ergibt sich ein realistischeres Bild der Gesamtentwicklung (vgl. Abb. 7 und Tab. 7). Während sich die Anzahl beobachteter Individuen gegenüber der Ausgangssituation in Leinfelden-Echterdingen etwa verdoppelt hat, haben sich diese in Filderstadt etwa halbiert, wobei anfangs in Filderstadt doppelt so viele Individuen wie in Leinfelden-Echterdingen erfaßt wurden. Diese gegenläufigen Trends heben sich in Bezug auf die Gesamtbeobachtungen nahezu auf, so daß bei gemeinsamer Betrachtung dieser Eindruck einer konstanten Entwicklung entsteht. Hier zeigt sich die Notwendigkeit der zusätzlichen Erfassung wichtiger Habitatparameter bei Monitoringvorhaben, um entsprechende Trends später erkennen und richtig interpretieren zu können.

Ursache für diese unterschiedlichen Trends ist die oben beschriebene divergierende Entwicklung in den beiden Teilgemeinden: Lebensraumoptimierung durch angepaßte Mahdtermine bei der Grabenrandpflege (seit 1988) in Leinfelden-Echterdingen und Lebensraumverluste durch Bebauung und Gehölzpflanzungen in Filderstadt (seit 1989).
Dieser Zusammenhang wird deutlich bei der Analyse der Lebensraumverluste (vgl. Abb. 8) und der Bestandsentwicklung der Grabenränder mit optimierten Mahdterminen in Leinfelden-Echterdingen (vgl. Abb. 10).

Tab. 7: Übersicht über die Ergebnisse der jährlichen Begehungen.

Teil-gebiet	Anzahl Patches 1987/1995	grobe Angaben zur Gebietsgröße/Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet (1987)	Nachweis-jahre	beobachtete Individuenzahlen/Jahr							
				87	88	89	91	92	93	94	95
Filderstadt											
I	1/0	0,1 ha / 400 m	1	5	0	0					
II	3/2	2 ha / 500 m	3	4	0	0	2	1	0	0	0
III	10/5	6 ha / 200 m	8	48	57	44	21	8	13	9	32
IV	1/0	0,01 ha / 200 m	3	4	2	0	0	1	0	0	
V	6/1	0,1 ha / 400 m	6	10	0	8	2	1	3	6	0
VI	1/1	0,01 ha / 700 m	1	1	0	0	0	0	0	0	0
VII	9/6	14 ha / 700 m	8	3	1	11	5	5	4	13	6
VIII	5/4	6 ha / 100 m	6	3	3	11	3	0	0	12	9
IX	12/5	36 ha / 300 m	8	40	33	22	21	3	4	1	6
X	1/0	0,01 ha / 100 m	0	0	0	0	0	0			
XI	6/5	6 ha / 500 m	5	1	0	0	13	5	3	5	0
XII	5/2	4 ha / 700 m	2	0	6	4	0	0	0	0	0
XIII	2/2	0,01 ha / 500 m	5	3	0	9	7	0	0	3	3
Individuen Filderstadt gesamt				122	102	109	74	24	27	49	56
Leinfelden-Echterdingen											
XIV	11/10	20 ha / 100 m	8	17	10	9	26	20	7	55	26
XV	14/14	63 ha / 300 m	8	4	14	13	29	5	12	11	11
XVI	8/8	7 ha / 100 m	7	1	0	7	9	12	13	13	21
XVII	8/8	30 ha / 200 m	8	10	1	4	33	18	13	14	35
XVIII	4/4	1,2 ha / 400 m	8	5	2	5	15	7	6	5	1
XIX	1/0	0,25 ha / 1000 m	0	0	0	0	-				
XX	1/1	0, 1 ha / 700 m	5	0	0	1	11	7	0	16	15
XXI	3/3	5 ha / 700 m	1	0	0	0	1	0	0	0	0
XXII	7/7	8 ha / 500 m	8	1	1	1	8	20	4	46	6
XXIII	3/3	0,5 ha / 500 m	4	1	0	0	5	0	2	4	0
XXIV	1/1	0, 1 ha / 1400 m	1	0	0	0	1	0	0	0	0
XXV	12/12	21 ha / 400 m	8	26	6	19	36	13	16	10	27
XXVI	1/1	0,01 ha / 1200 m	0	0	0	0	0	0	0	0	0
XXVII	1/1	0,01 ha / 700 m	0	0	0	0	0	0	0	0	0
XXVIII	1/1	0,01 ha / 1500 m	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Individuen Leinfelden-Echterdingen gesamt				65	34	59	174	102	73	174	142
Indivduen Gesamtsumme				187	136	168	248	126	100	223	198

4.3.2. Entwicklung verfügbarer potentieller Lebensräume und Bedeutung der verschiedenen Gefährdungsfaktoren

Flächenverluste

Innerhalb des Untersuchungszeitraumes von nur 9 Jahren sind im Untersuchungsgebiet in Filderstadt 47 % der potentiellen Lebensräume verloren gegangen, das heißt 30 der ursprünglich 62 Patches. In Leinfelden-Echterdingen waren dies im selben Untersuchungszeitraum nur zwei von 76 (vgl. Abb. 8 und 12c).
Der größte Teil der Lebensraumverluste (75 %) ist Folge der Verdrängung von Wiesenknopfbeständen an Grabenrändern, verursacht durch Gehölzaufwuchs und sonstige Änderungen der Vegetationszusammensetzung, die sich überwiegend ebenfalls im Zusammenhang mit den Gehölzpflanzungen ergeben haben (s. u.) 20 % wurden durch Bebauung zerstört und 5 % durch Flächenumbruch im Rahmen von Nutzungsänderungen. Eine differenzierte Auswertung der Flächenanteile erscheint nicht sinnvoll, da es sich durchweg um sehr kleine Patches von weniger als 0,01 ha Fläche handelt.

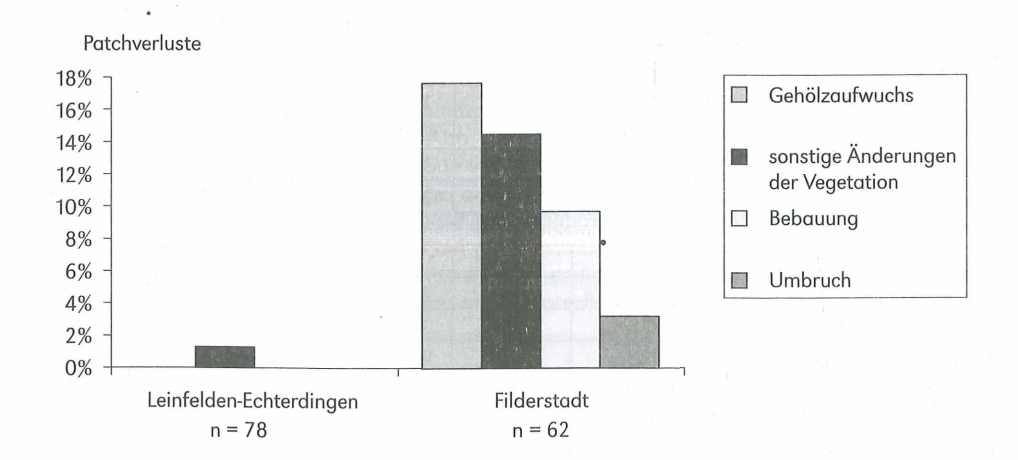


Abb. 8: Patchverluste der beiden Gemarkungen in % der Gesamtzahl untersuchter Lebensräume

Die Zusammenhänge dieser Verluste sollen im Folgenden kurz umrissen werden:

- **Verdrängung von *S. officinalis* durch Verschiebungen der Vegetationszusammensetzung in der Krautschicht**
  Von diesen Veränderungen waren in Filderstadt 13, in Leinfelden-Echterdingen zwei Patches betroffen. 8 Lebensräume gingen in Filderstadt durch Vegetationsverschiebungen in der Krautschicht nach Aufgabe der Grabenrandpflege verloren. Überwiegend sind dies noch kleinere, offene Abschnitte, die zwischen den Gehölzneupflanzungen liegen. Die übrigen Verluste ergeben sich durch Vegetationsverschiebungen bei angrenzender Ackernutzung. Es besteht ein enger Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von *S. officinalis* entlang der Grabenränder und der angrenzenden Nutzung (Geissler & Settele, 1990). Bei angrenzender Ackernutzung wird *S. officinalis* zunehmend durch andere Pflanzenarten, v. a. *Urtica dioica* verdrängt. Als Ursache wurde der Stickstoffeintrag vermutet. Ellenberg (1979) ordnete *S. officinalis* eine geringe ökologische Stickstofftoleranz zu (N-Zahl von 3), nach Ellenberg (1991) reagiert sie allerdings gegenüber Stickstoff indifferent. Unter

Umständen ist nicht der Stickstoffeintrag sondern die damit eng zusammenhängende stärkere Beschattung durch Förderung höherwüchsiger Arten wie *Urtica dioica* der ausschlaggebende Faktor für die Verdrängung von *S. officinalis*. Letztere hat ein hohes ökologisches Lichtoptimum – Lichtzahl 7 (Ellenberg, 1991). Für diese Hypothese spricht, daß vergleichbare Entwicklungen auch bei längerem Brachfallen und starker Dominanz der Hochstaude *Filipendula ulmaria* zu beobachten sind.

- **Gehölzneupflanzungen entlang der Gräben**
  Auch bei starker Beschattung durch Gehölze wird *S. officinalis* durch andere, unter diesen Bedingungen konkurrenzstärkere Arten verdrängt, meist ebenfalls *Urtica dioica*. Die jungen, dichten Gehölzneupflanzungen in Filderstadt haben bereits nach fünf bis sechs Jahren in 9 Patches die *S. officinalis*-Bestände vollständig verdrängt. Z.T. wurden sehr artenreiche Hochstaudenfluren durch monotone Gehölzstreifen ohne Saumstruktur ersetzt. Weitere Verluste sind noch zu erwarten.

- **Bebauung**
  Durch Bebauung wurden sechs Patches in Filderstadt zerstört. Die größten Populationen im Untersuchungsgebiet konnten auf drei Brachen festgestellt werden, die nach ihrer Ausweisung als Neubaugebiete aus der Nutzung genommen wurden (vgl. Settele & Geissler, 1988; Geissler & Settele, 1990). Diese Flächen wurden inzwischen überbaut.

- **Flächenumbruch**
  Hiervon betroffen waren zwei Patches in Filderstadt. Eine Feuchtwiese wurde umgebrochen und neu eingesät, in einem der beiden Neubaugebiete ein Entwässerungsgraben verbreitert und die vorhandene Vegetation abgeschoben.

Während die meisten Flächenverluste durch die Gehölzneupflanzungen verursacht wurden, waren die größten Populationsanteile, bezogen auf die 1987 in Filderstadt festgestellten Individuen, von Vernichtung durch Bebauung betroffen (vgl. Abb. 9). Die Lebensräume von 42 % der in Filderstadt festgestellten Individuen wurden durch die Bebauung der drei Neubaugebietsbrachen zerstört, 14 % gingen durch Gehölzaufwuchs, 13 % durch sonstige Änderungen der Vegetation und 2 % durch Flächenumbruch verloren. Insgesamt betraf die Lebensraumzerstörung 71 % der bei der Eingangsuntersuchung in Filderstadt festgestellten Individuen!

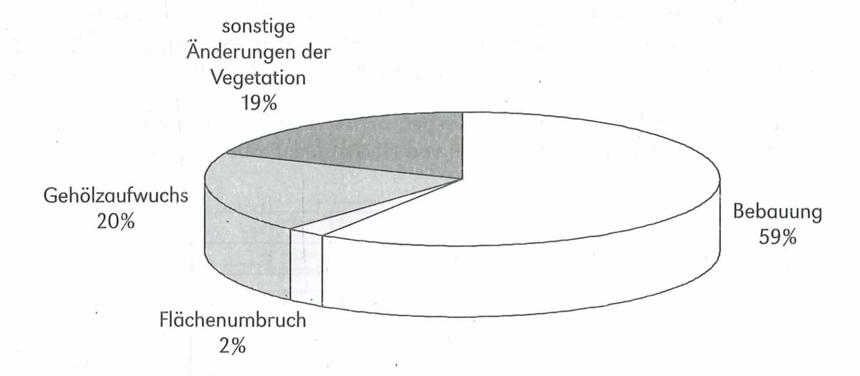


Abb. 9: Durch Patchverlust betroffene Anteile der 1987 in Filderstadt beobachteten Individuen.

Die in Abb. 7 dargestellte Entwicklung der Anzahl festgestellter Individuen für Filderstadt mit einer Reduktion auf etwa die Hälfte der Ausgangssituation täuscht dabei über eine bei genauerer Betrachtung noch ungünstigere Situation hinweg. Während 1987 31 Patches mit 122 Individuen besiedelt waren, waren dies 1995 nur noch 10! mit 56 Individuen. Davon wurden allein 30 an einem einzigen Grabenrand mit angrenzender Mähwiese, die z.Zt. nur unregelmäßig gemäht wird, festgestellt. Eine Mahd

zum falschen Zeitpunkt könnte die noch vorhandene Population noch einmal um mehr als 50 % reduzieren. So konnten hier bspw. 1992 keine und 1993 und 1994 nur jeweils fünf Individuen festgestellt werden.
Eine gewisse Pufferfunktion haben bzw. hatten außerdem in den Neubaugebieten zwei weitere kurzfristig entstandene Brachen, deren Individuen bei der Berechnung nicht berücksichtigt wurden, da sie bei der Grundaufnahme als Lebensraum ungeeignet waren und somit bei der Wiederholungskartierung nicht berücksichtigt wurden. Diese Flächen sind aber ebenfalls bereits bebaut worden, bzw. werden in Kürze bebaut.

Flächenzugewinne

Diesen gravierenden Lebensraumverlusten stehen – abgesehen von den am Artenschutzprogramm beteiligten und bis dahin unbesiedelten Mähwiesen in Leinfelden-Echterdingen (vgl. Kap. 5) nur unbedeutende Flächenzugewinne gegenüber. Sehr vereinzelt waren andere Mähwiesen als Entwicklungshabitate für ein oder zwei Jahre geeignet. Eine Mähwiese in Leinfelden-Echterdingen blieb sogar zwei Jahre ungenutzt, wurde danach aber wieder zu für die Larvalentwicklung ungeeigneten Zeitpunkten gemäht. Längerfristig als Entwicklungshabitate hinzugekommen sind nur zwei Flächen: eine Brachefläche in Filderstadt in einem Neubaugebiet, die aber ebenfalls die nächsten Jahre bebaut wird, und eine Wechselbrache der Stadt Leinfelden-Echterdingen, die vorher als Mähwiese genutzt wurde und nun nur noch alle zwei Jahre jeweils zur Hälfte gemäht wird (vgl. auch Kap. 5).

4.3.3. Bestandsentwicklung an den Grabenrändern nach Optimierung der Mahdzeitpunkte

Von dieser Nutzungsoptimierung in Leinfelden-Echterdingen profitierten 59 Patches. Die Entwicklung der festgestellten Individuen zeigt Abb. 10. Der Bestand brach nach dem Erstaufnahmejahr von 43 Individuen 1988 trotz der günstigen Witterungsverhältnisse noch einmal auf 27 Individuen ein. Die im selben Jahr umgestellte Nutzung konnte sich durch erfolgreiche Larvalentwicklung erst im Folgejahr auswirken. Insgesamt haben sich die Bestände seit der Nutzungsumstellung gegenüber 1987 ca. verdreifacht. Selbst in den methodisch unterrepräsentierten Jahren 1992 und 1993 waren die festgestellten Individuenzahlen noch deutlich höher als 1987. Gegenüber dem Ausgangsjahr der Untersuchung waren außerdem 1995 ca. 30 % mehr Grabenränder nachweislich besiedelt.

Ein Problem ist allerdings, daß ein Teil der Flächen mittlerweile ganz aus der Nutzung genommen wurde und die Pflanzenbestände dort langsam von Hochstauden überwachsen werden und auch an

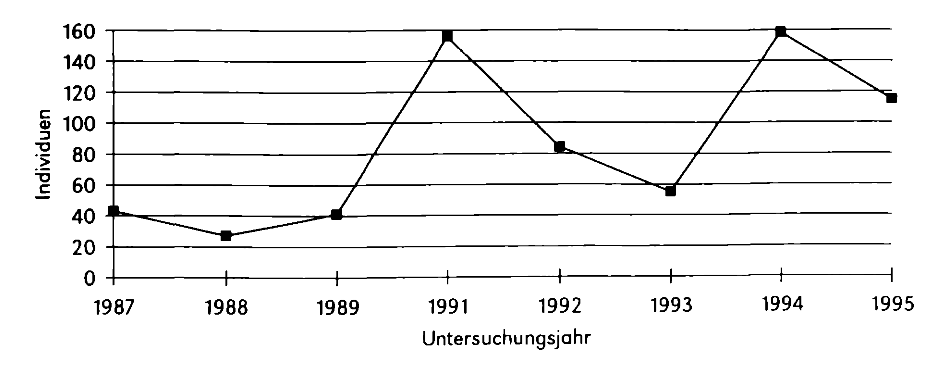


Abb. 10: Beobachtete Individuen an den Grabenrändern in Leinfelden-Echterdingen vor und nach der 1988 erfolgten Nutzungsumstellung.

den anderen Grabenrändern in der Regel kein Abtransport des Mähgutes erfolgt, was für den langfristigen Erhalt dieser Habitate unbedingt notwendig wäre. Dadurch ist die Entwicklung eines Teils der Fläche hinter den Erwartungen zurückgeblieben und der Erfolg der Maßnahme mittelfristig bedroht.

4.3.4. Untersuchung der Metapopulationsdynamik

Für das Überleben der Metapopulation auf den Fildern ist von entscheidender Bedeutung, wie sich die zahlreichen Lebensraumverluste auf die Metapopulationsdynamik ausgewirkt haben. Diese wird bestimmt durch Extinktion und (Re-)Kolonisation lokaler Populationen. Ein Maß für die Metapopulationsdynamik sind die Turnoverraten.

Entwicklung der Turnoverraten

Die Entwicklung der Turnoverraten (T) wurden für die Teilgebiete (lokalen Populationen) der beiden Gemarkungen Filderstadt und Leinfelden-Echterdingen getrennt nach der Formel

$$T = \frac{E + K}{S_i + S_{i+1}}$$

E: nur im vorherigen Untersuchungszeitraum nachweislich besiedelte Teilgebiete
K: nur im darauffolgenden Untersuchungszeitraum besiedelte Teilgebiete
S_i: Summe der im vorherigen Untersuchungszeitraum besiedelten Teilgebiete
S_{i+1}: Summe der im darauffolgenden Jahr besiedelten Teilgebiete

in Anlehnung an Mühlenberg (1993) berechnet und in Abb. 11 dargestellt.

Für alle Untersuchungsjahre sind in Filderstadt deutlich höhere Turnoverraten als in Leinfelden-Echterdingen festzustellen. Das bedeutet, daß in Filderstadt ein häufigerer Wechsel zwischen Extinktion und Rekolonisation der lokalen Populationen stattgefunden hat. Unverständlich erscheint zunächst, daß trotz der gegenläufigen Entwicklung in beiden Gebieten die Turnoverraten jeweils um mehr als die Hälfte zurückgegangen sind! Erst die räumliche Darstellung der ehemaligen und aktuellen Besiedlung (Vergleich der Untersuchungsjahre 1987 und 1995 in Abb. 12 a und b) zeigt, daß diese gleichgerichtete Entwicklung verschiedene Ursachen hat.

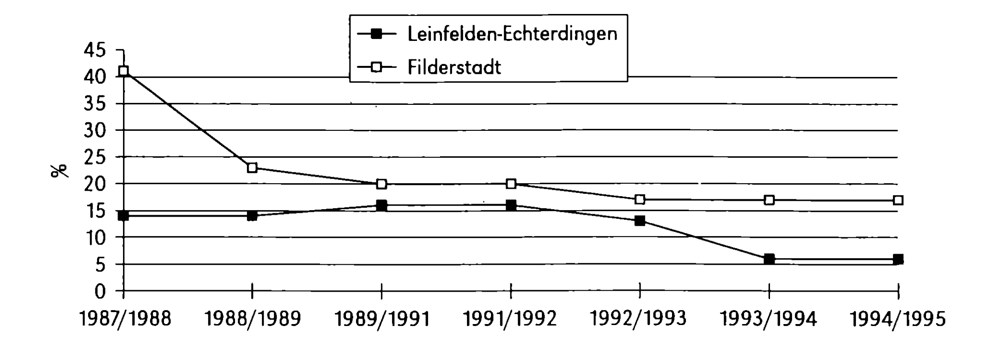


Abb. 11: Entwicklung der Turnoverraten für die untersuchten Teilgebiete der Gemarkungen Filderstadt und Leinfelden-Echterdingen.

Abb. 12a: Verbreitungsmuster besiedelter Teilgebiete 1987

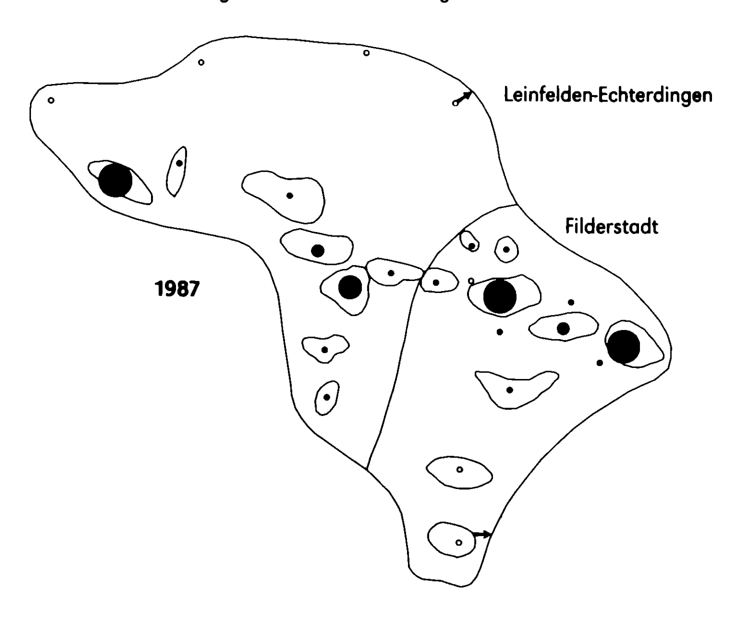


Abb. 12b: Verbreitungsmuster besiedelter Teilgebiete 1995

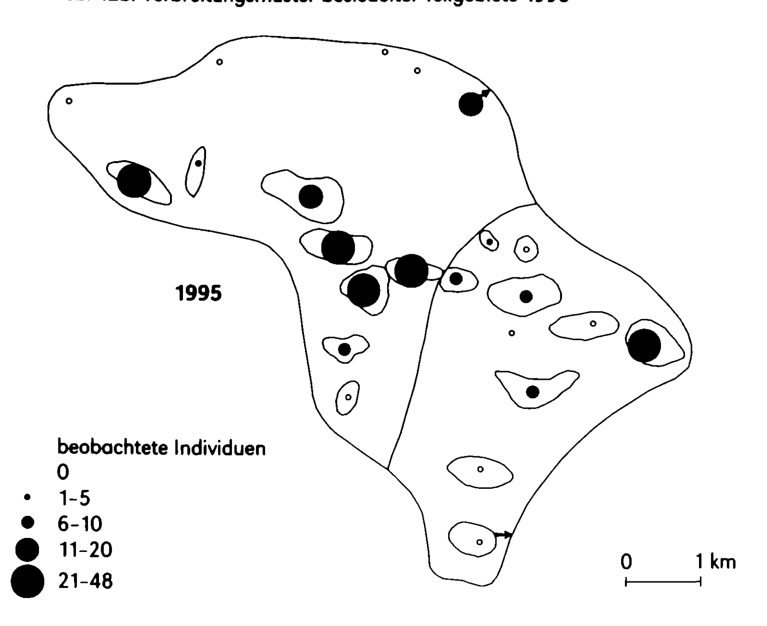


Abb. 12c: Angaben zum Besiedlungsgrad und zur Entwicklung verfügbarer Patches

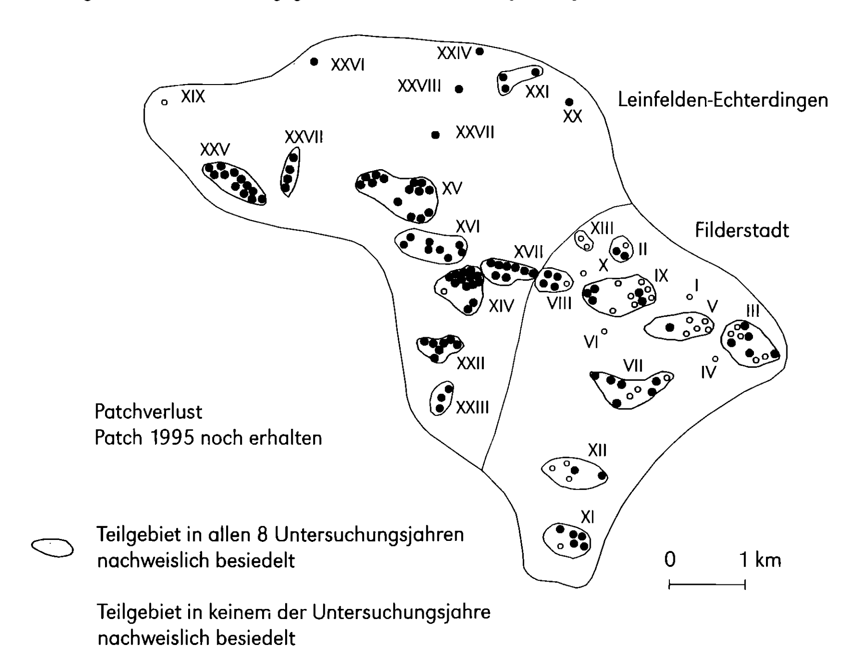


Abb. 12: Vergleich der 1987 (a) und 1995 (b) besiedelten Teilgebiete und Übersicht über die 1987 kartierten und 1995 davon noch vorhandenen potentiellen Lebensräume (c).

In Filderstadt bestand 1987 ein hohes Kontinuum der Verbreitung mit überwiegend kleinen Populationen mit hohem Extinktionsrisiko. 11 der 13 Teilgebiete waren besiedelt und es existierten zwei zentral gelegene lokale Reservoir-Populationen mit mehr als 20 beobachteten Individuen, so daß unbesiedelte Teilgebiete nach Extinktion kurzfristig wieder besiedelt werden konnten und wurden, was durch die hohen Turnoverraten zu Beginn der Untersuchungen deutlich wird. Demgegenüber waren 1995 nur noch fünf der 13 Teilgebiete nachweislich besiedelt und nur noch eine der beiden lokalen Reservoir-Populationen als solche vorhanden. Zwei Ursachen können für die Abnahme der Turnoverraten während der Untersuchung verantwortlich sein. Zum einen die stark verminderte Produktion möglicher Kolonisatoren, die sich aus der Halbierung der durchschnittlich in Filderstadt beobachteten Individuen während des Untersuchungszeitraumes ergibt, zum anderen die durch das veränderte Verbreitungsmuster mit hohem Anteil unbesiedelter Teilgebiete verstärkte Isolation der besiedelten Teilgebiete. Möglicherweise spielen auch beide Faktoren eine wesentliche Rolle, was im folgenden Kapitel untersucht werden soll.

In Leinfelden-Echterdingen ergibt sich ein anderes Bild. Auch hier wurden 1987 überwiegend kleine Populationen mit wahrscheinlich hohem Extinktionsrisiko festgestellt. Durch die Optimierung der Grabenrandpflege haben sich die Populationen aber so vergrößert (Verdoppelung der durchschnittlich beobachteten Individuenzahl), daß sich ihr Aussterberisiko wesentlich vermindert hat und die daraus resultierende weitgehend konstante Besiedlung die sehr geringen Turnoverraten verursacht. Das insgesamt sehr viel niedrigere Anfangsniveau der Turnoverraten ergibt sich durch die ebenfalls relativ konstante Nicht-Besiedelung einiger weiter entfernter Teilgebiete mit einzelnen Patches (vgl. Abb. 12a und b).

Dies ist ein einprägsames Beispiel dafür, daß sowohl der Rückgang möglicher Kolonisatoren und/oder die daraus resultierende stärkere Fragmentierung als auch die Stabilisierung lokaler Populationen zur Reduktion der Turnoverraten führen kann. Die Turnoverraten zeigen zunächst nur an, daß eine Veränderung statt gefunden hat, lassen aber keine Aussage über die Qualität dieser Entwicklung zu. Erst in Kombination mit der Entwicklung der Metapopulationskonstellation durch Vergleich der Verbreitungskarten, lassen sich diese räumlichen Verbreitungsmustern sinnvoll interpretieren.

Verteilung der Inzidenzen und Entwicklung des Anteils besiedelter Teilgebiete

Auch die Verteilung der Inzidenzen, d.h. der Wahrscheinlichkeit eine lokale Population in einem bestimmten Jahr vorzufinden (vgl. Poethke et al., 1996), die als Maß für die Besiedlungskonstanz der untersuchten Teilgebiete herangezogen werden kann (vgl. Abb. 13) und die Entwicklung der Anteile besiedelter Teilgebiete (vgl. Abb. 14) können weitere wichtige Hinweise für die richtige Interpretation von Turnoverraten im Rahmen solcher Langzeitstudien geben.

Teilgebiete, die in keinem Jahr besiedelt waren, haben eine Inzidenz von 0, in allen 8 Jahren besiedelte eine Inzidenz von 1. Die Auswertung zur Inzidenz auf Ebene der Teilgebiete verdeutlicht die hohe Besiedlungskonstanz in Leinfelden-Echterdingen und die starke Variabilität in Filderstadt (vgl. Abb. 13). In Leinfelden-Echterdingen waren ⅔ der untersuchten Teilgebiete permanent oder nie nachweislich besiedelt, sechs der 15 Teilgebiete hatten eine Inzidenz von 1, vier eine von 0. In Filderstadt wiesen dagegen trotz der 1987 günstigeren Ausgangssituation (vgl. Kap. 4.3.1. und Abb. 12a und b) nur drei der 13 Teilgebiete eine Inzidenz von 1 auf; eine Inzidenz von 0 hatte ein Teilgebiet.

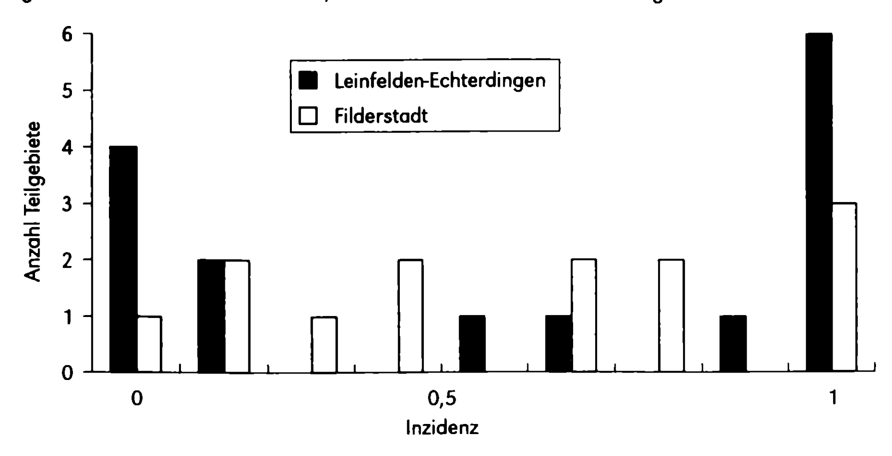


Abb. 13: Verteilung der Inzidenz bezogen auf die Teilgebiete.

Auch die Anteile besiedelter Teilgebiete (vgl. Abb. 14) blieben mit meist 53 % bei einer Schwankungsbreite von 40–73 % in Leinfelden-Echterdingen relativ konstant, wobei hierbei erst der Vergleich mit dem Verbreitungsmuster oder der Verteilung der Inzidenzen deutlich macht, daß dabei von wenigen Ausnahmen abgesehen immer dieselben Teilgebiete besiedelt bzw. unbesiedelt waren. Die Schwankungsbreite dürfte v.a. aufgrund von Witterungseinflüssen und den unterschiedlichen z.T. ungünstigen Erfassungszeiträumen zustande gekommen sein (vgl. Kap. 4.2.1.), da die Schwankungen in Filderstadt und Leinfelden jeweils parallel laufen. Für Filderstadt nahmen die Anteile besiedelter Teilgebiete während des Untersuchungszeitraumes relativ kontinuierlich von 85 % auf 38 % ab, was eindrücklich die zeitliche Dimension der Entwicklung verdeutlicht, die ansonsten nur durch Gegenüberstellung aller Verbreitungskarten möglich wäre.

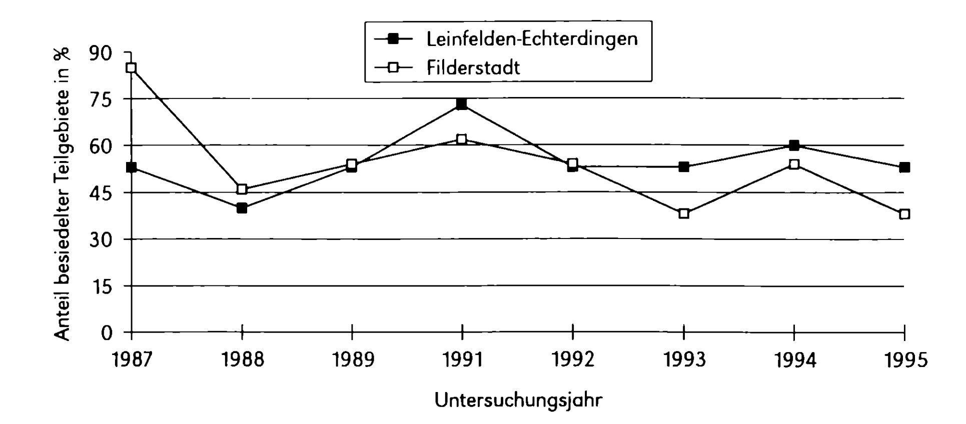


Abb. 14: Entwicklung der Anteile besiedelter Teilgebiete.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß die Lebensraumverluste in Filderstadt zu einer geringeren Inzidenz der lokalen Populationen geführt haben und durch die Abnahme des Besiedlungsgrades der Teilgebiete möglicherweise mit höheren Isolationseffekten gerechnet werden muß. Im Gegensatz dazu hat die Optimierung der Grabenrandpflege in Leinfelden-Echterdingen höhere Inzidenzen der lokalen Populationen bewirkt.

Welche relative Bedeutung den einzelnen, die Metapopulationsdynmik beeinflussenden Faktoren zukommt, soll im folgenden Kapitel genauer untersucht werden.

4.3.5. Bedeutung der einzelnen, die Metapopulationsdynamik beeinflussenden Faktoren

Wesentliche, die Metapopulationsdynamik und damit die Extinktions- und/oder Kolonisationswahrscheinlichkeit bzw. die Überlebenswahrscheinlichkeit lokaler Populationen beeinflussende Parameter sind

- Habitatqualität,
- Flächengröße und
- Entfernung zwischen den lokalen Populationen

Im folgenden soll der Einfluß dieser 3 Faktoren auf die Inzidenz, die als indirektes Maß für die Überlebenswahrscheinlichkeit der lokalen Populationen herangezogen werden kann, genauer untersucht werden. Eine direkte Quantifizierung der Habitatqualität war auf vorliegender Datenbasis nicht möglich (s. u.), sie erfolgte daher über die Individuenzahlen (als Index für die Populationsgröße).
Da in den beiden Gemeinden sehr unterschiedliche Verhältnisse bezüglich der Bedingungen für *G. nausithous* vorlagen, wurden die Analysen jeweils getrennt durchgeführt. Tabelle 8 gibt einen Überblick über die zugrundeliegenden Daten. Nicht berücksichtigt wurden bei dieser Auswertung die während der Untersuchung als Habitat ungeeignet gewordenen Teilgebiete.

Habitatqualität

Die Abhängigkeit der Habitatqualität von der Nutzungshäufigkeit und vom Nutzungszeitpunkt sowie ihre zentrale Bedeutung für die Inzidenz von *G. nausithous* wurde in Kapitel 3 aufgezeigt. Mit einer

Ausnahme waren in der dort untersuchten Mainaue alle Grabenränder mit geeigneten Mahdzeitpunkten und alle Brachestrukturen in mittleren bis hohen Individuenzahlen besiedelt. Bei den in vorliegender Untersuchung auf den Fildern bearbeiteten Patches variierte jedoch die Habitatqualität zwischen einzelnen Jahren innerhalb des 9jährigen Untersuchungszeitraumes erheblich. So führten beispielsweise die Gehölzpflanzungen an den Grabenrändern in Filderstadt zu einer kontinuierlichen Qualitätsverschlechterung durch Rückgang der ohnehin meist nur vereinzelt vorkommenden Raupenfraßpflanzen. Viele Grabenränder wurden unterschiedlich weit bei der Bewirtschaftung der angrenzenden Mähwiesen mitgemäht, so daß die Flächenanteile der verschiedenen Nutzungen und damit auch der unterschiedlichen Habitatqualitäten stark variierten und zeitweise auch strukturell zu den Mähwiesen gehörende Abschnitte stehen blieben bzw. oft erhebliche Teile des Grabenrandes zweimal mit den angrenzenden Mähwiesen gemäht wurden. Die spät- bzw. ungemähten Grabenrandstreifenbereiche hatten in unterschiedlichen Jahren im Extremfall eine Breite von 0 oder 2 m.
An diesen wenigen Beispielen wird bereits deutlich, daß die Habitatqualität, wenn überhaupt, nur mit einem wesentlich höheren Begehungsaufwand sinnvoll hätte ermittelt werden können, da auch die exakten Mahdzeitpunkte und variierenden Flächenanteile gemähter und ungemähter Flächen hätten berücksichtigt werden müssen. Aus diesem Grund muß auf eine detailliertere, an konkreten Habitatmerkmalen orientierte Analyse verzichtet werden. Als Vereinfachung wird aber auch bei ähnlichen Studien mit einem überregionalen Ansatz (Gottschalk et al., 1996; Settele, 1998) die Habitatqualität als Kapazität des Habitats über die Individuenzahlen (Populationsgrößen) ausgedrückt.

Im folgenden wird deshalb nur kurz auf die je Nutzungstyp maximal festgestellten Individuenzahlen und auf aus dieser Langzeitstudie resultierende weitere Ergebnisse zur Inzidenz der unterschiedlichen Nutzungsvarianten eingegangen:

- **Brachen**
  Leider konnte nur unvollständig dokumentiert werden, wie sich Brachestadien langfristig entwickeln und wie häufig diese gemäht werden sollten, da die vorhandenen Brachen bereits zu Beginn der Untersuchung nur noch einzelne Wiesenknopfpflanzen aufwiesen und alte Brachestadien darstellten bzw. die jüngeren Brachestadien nur für zwei bis fünf Jahre als solche existierten und danach entweder bebaut oder wieder jährlich gemäht wurden. Die vglw. jungen Brachestadien der Neubaugebiete (Altgrasbestände) waren mit 10 bis 20 beobachteten Individuen konstant bis zur Beeinträchtigung (z. B. durch Bauschuttlagerung) bzw. vollständigen Zerstörung besiedelt. Sehr alte hochstaudendominierte Brachen (bis > 15 Jahre) mit nur einzelnen Pflanzen hatten dagegen nur vglw. geringe Bedeutung und waren nicht konstant besiedelt.

- **Grabenränder**
  Für die Grabenränder gab es im Untersuchungsgebiet alle nur denkbaren Nutzungsvarianten, von langjährigem Brachfallen, über Wechselbrachen, zu einmal jährlichem späten Abmähen und der Mahd mit den angrenzenden Mähwiesen. Entsprechend variabel ist auch ihre Bedeutung. Insbesondere in mehrjährigen, mesophilen Brachestadien ohne Hochstaudendominanz konnten bis zu 18 Individuen festgestellt werden. 10 der insgesamt 95 meist weniger als 100 m langen Grabenabschnitte waren je in sieben Jahren nachweislich besiedelt, eine während des gesamten Untersuchungszeitraums.

- **Mähwiesen**
  Auf ihre nur höchstens unregelmäßige Eignung als Entwicklungshabitate wurde schon mehrfach hingewiesen. Im Untersuchungsgebiet kaum noch vorhandene sehr extensiv genutzte Mähwiesen mit angepaßten Mahdzeitpunkten können allerdings durchaus auch dauerhaft als Lebensraum geeignet sein (vgl. auch Kap. 5). Dies trifft z. B. für zwei der insgesamt 14 Wiesen zu, die in vier bzw. sechs Jahren besiedelt waren. Die maximal in diesen Mähwiesen festgestellte Anzahl betrug je 10 Individuen. In den übrigen Mähwiesen konnten nur Einzelindividuen oder sehr geringe Dichten mit max. drei Tieren erfaßt werden.

- **Weiden**

  Extensiv genutzte Pferde- und Schafweiden sind im Untersuchungsgebiet sehr konstant besiedelte Lebensräume. Eine Weide war während der Gesamtzeit besiedelt, eine weitere während sechs Jahren, auch in zwei Weiden außerhalb dieser Untersuchungsflächen konnten in fünf Kontrolljahren kontinuierlich Imagines festgestellt werden. Die maximal festgestellte Individuenzahl betrug 19.

Tab. 8: Überblick über die durchschnittliche Anzahl Patches und beobachteter Individuen, die Inzidenz sowie die durchschnittliche Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet mit Vergleich der Situation von 1987 und 1995.

Teilgebiet	durchschnittliche Anzahl Patches	Inzidenz	durchschnittlich beobachtete Individuenzahl	durchschnittliche Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet	Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet 1987/ 1995
Filderstadt					
I	1	0,33	1,7	530 m	400 m / Verlust
II	2,3	0,38	0,9	500 m	500 m
III	8,3	1	29	460 m	200 m / 1100 m
IV	1	0,43	1	200 m	200 m / Verlust
V	3,6	0,75	3,8	400 m	400 m
VI	1	0,13	0,1	700 m	700 m
VII	8,5	1	6	780 m	700 m / 1100 m
VIII	4,8	0,75	5,1	100 m	100 m
IX	10,6	1	16,3	325 m	300 m
X	1	0	0	100 m	100 m / Verlust
XI	5,1	0,63	3,4	500 m	500 m
XII	2,8	0,25	1,3	780 m	700 m / 900 m
XIII	2	0,63	3,1	650 m	500 m / 700 m
durchschnittliche Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet					410 m / 630 m
Leinfelden-Echterdingen					
XIV	10,9	1	21,3	100 m	100 m
XV	14	1	12,4	340 m	300 m
XVI	8	0,88	9,5	100 m	100 m
XVII	8	1	16	200 m	200 m
XVIII	4	1	5,8	400 m	400 m
XIX	1	0	0	1000 m	1000 m / Verlust
XX	1	0,63	6,3	700 m	700 m
XXI	3	0,13	0,1	690 m	700 m
XXII	7	1	10,9	530 m	500 m / 600 m
XXIII	3	0,5	1,5	500 m	500 m
XXIV	1	0,13	0,1	1300 m	1400 m
XXV	12	1	19,1	400 m	400 m
XXVI	1	0	0	1200 m	1200 m
XXVII	1	0	0	700 m	700 m
XXVIII	1	0	0	1360 m	1500 m
durchschnittliche Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet					650 m / 635 m

Einfluß der beobachteten Individuenzahl auf die Inzidenz

Die Abhängigkeit der Inzidenz von der durchschnittlich beobachteten Individuenzahl, dargestellt als lineare Regression, ist generell signifikant. Das bedeutet, daß erwartungsgemäß Teilgebiete mit höheren beobachteten Individuenzahlen (und somit vermutlich auch größeren Populationen und höherer Habitatkapazität) häufiger nachweislich besiedelt waren als solche mit geringen Individuendichten. Bei einer Analyse auf Basis aller oben genannten Werte (welche auch bei den weiteren Regressionsanalysen verwendet wurden) ergeben sich für die beiden Gemeinden Filderstadt und Leinfelden-Echterdingen (L.-E.) folgenden Abhängigkeiten:

Filderstadt: Inzidenz = 0,48 + 0,02* (durchschnittlich festgestellte Individuenzahl); B = 0,49
L.-E.: Inzidenz = 0,20 + 0,05*** (durchschnittlich festgestellte Individuenzahl); B = 0,75

Da aber ab einer durchschnittlichen Individuenzahl von 10 in allen Teilgebieten eine Inzidenz von 1 vorlag (ebenso wie – von einer Ausnahme abgesehen – für alle Teilgebiete mit einer festgestellten Höchstzahl von mehr als 20 Individuen, vgl. Tab. 7), wurde die Regressionsanalyse auch für den Bereich 0-10 Individuen getrennt durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Abb. 15 dargestellt. Die beiden Gemeinden unterscheiden sich bezüglich dieses Zusammenhangs nicht wesentlich, was dafür spricht, daß ähnliche Kapazitäten zu ähnlichen Inzidenzen führen. Dies bestätigt zumindest teilweise die Richtigkeit der Annahme, daß die Habitatqualität über die Individuenzahlen ausgedrückt werden kann.

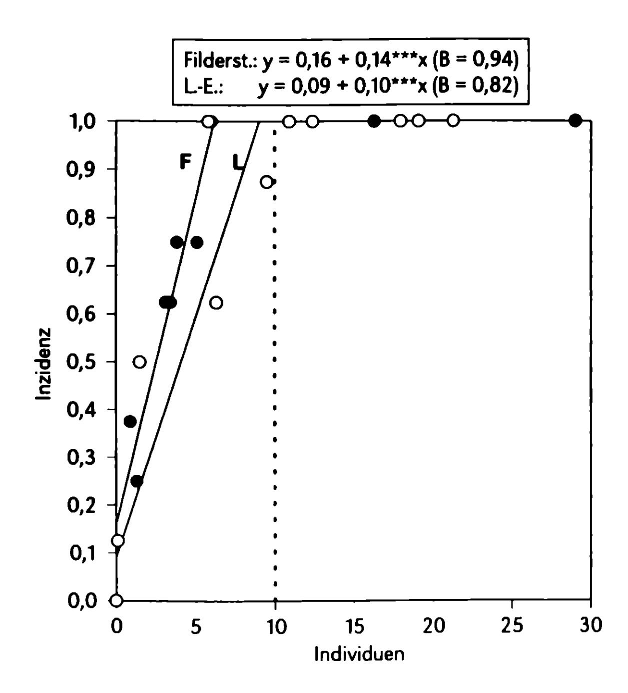


Abb. 15: Abhängigkeit der Inzidenz von der durchschnittlichen Anzahl beobachteter Individuen (für den Bereich von 0-10 Individuen), (F = Filderstadt, L = Leinfelden-Echterdingen).

Einfluß der Flächengröße

Die den Faltern zur Verfügung stehende Fläche eines Patches variierte während der Untersuchung wie oben beschrieben z. T. erheblich. Eine exakte Flächengröße ließe sich daher nur mit genauen Flächenberechnungen als Mittelwert der jährlich zur Verfügung stehenden Flächen ermitteln. Da weit mehr als die Hälfte der Patches weniger als 100 m² groß waren, vergleichbare Größenordnungen aufwiesen und auch die meisten „flächigen" Habitate nur geringfügig größer waren, wurde deshalb statt der absoluten Flächengröße die durchschnittliche Anzahl der Patches je Teilgebiet als Maß für die den Faltern zur Verfügung stehende Entwicklungsfläche gewählt, was aufgrund der vergleichbaren Größenordnungen vertretbar erscheint.

Die Abhängigkeit der Inzidenz von der durchschnittlich während der Untersuchung vorhandenen Anzahl Patches je Teilgebiet ist nach den Ergebnissen einer linearen Regressionsanalyse sowohl für Filderstadt ($p < 0,01$) als auch für Leinfelden-Echterdingen ($p < 0,001$) signifikant (vgl. Abb. 16). Mit einer Ausnahme waren alle Teilgebiete, die zu Beginn der Untersuchung sieben und mehr Patches aufwiesen, nachweislich während des gesamten Untersuchungszeitraumes besiedelt (vgl. auch Abb. 12c).

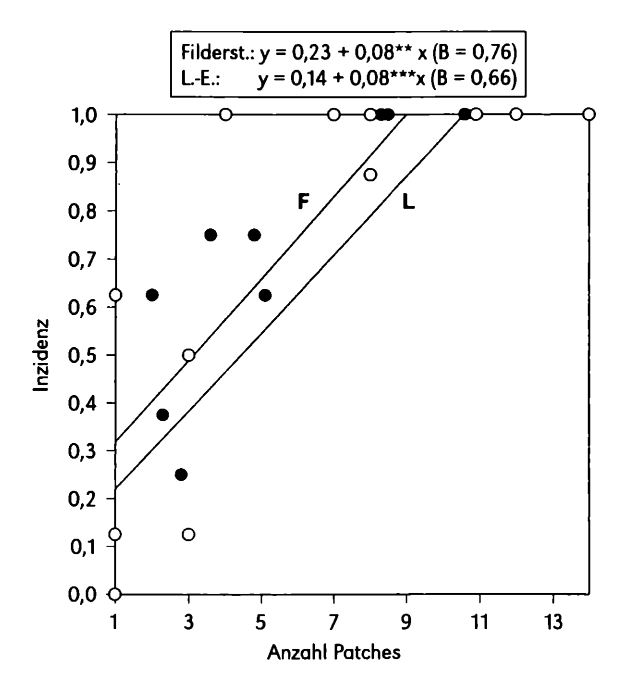


Abb. 16: Abhängigkeit der Inzidenz von der durchschnittlichen Anzahl Patches je Teilgebiet (F = Filderstadt, L = Leinfelden-Echterdingen).

Allerdings dürfte hierbei nicht nur die absolute Flächengröße, sondern v. a. auch die sich durch die steigende Zahl der Patches ergebende größere Nutzungsvariabilität wesentlich auswirken. Mit einer höheren Anzahl Patches steigt im Untersuchungsgebiet nicht nur die zur Entwicklung zur Verfügung stehende Fläche, sondern v. a. auch die Wahrscheinlichkeit, daß in jedem Jahr zumindest ein Patch auch für eine erfolgreiche Entwicklung geeignet ist. Die Bedeutung der im Verbund stehenden Patches

ergibt sich aus den jährlichen Nutzungsschwankungen (vgl. auch Kap. 5). Durch unterschiedliche Mahderfassungsbreiten der Grabenränder, wetterbedingte Verschiebungen der Mahdzeitpunkte in den Mähwiesen, gelegentliche Mahd brachgefallener Wiesen zu ungünstigen Zeitpunkten etc. werden immer wieder Subpopulationen vernichtet. Nur bei einem Nutzungsmosaik und mehreren potentiell geeigneten Patches ergibt sich auch längerfristig eine ausreichende Wahrscheinlichkeit, daß innerhalb der Teilgebiete nicht alle Flächen auf einmal zu ungünstigen Zeitpunkten gemäht werden.

Anzahl Patches als integrierendes Maß für Habitatqualität und Flächengröße

In beiden Gemeinden besteht ein im Detail zwar unterschiedlicher, aber durchaus enger Zusammenhang zwischen der Individuenzahl und der Anzahl Patches. Mit zunehmender Anzahl Patches (und somit zur Verfügung stehender Fläche) steigt auch die Individuenzahl (vgl. Abb. 17). Wiederum von nur einer Ausnahme abgesehen, wiesen alle Teilgebiete mit sieben und mehr Patches durchschnittlich mehr als 9 und eine Höchstzahl von mehr als 20 Individuen auf. Der enge Zusammenhang zeigt, daß Habitatqualität und Flächengröße im gesamten Untersuchungsgebiet über die Anzahl Patches integriert, also zu einem Faktor kombiniert werden können.

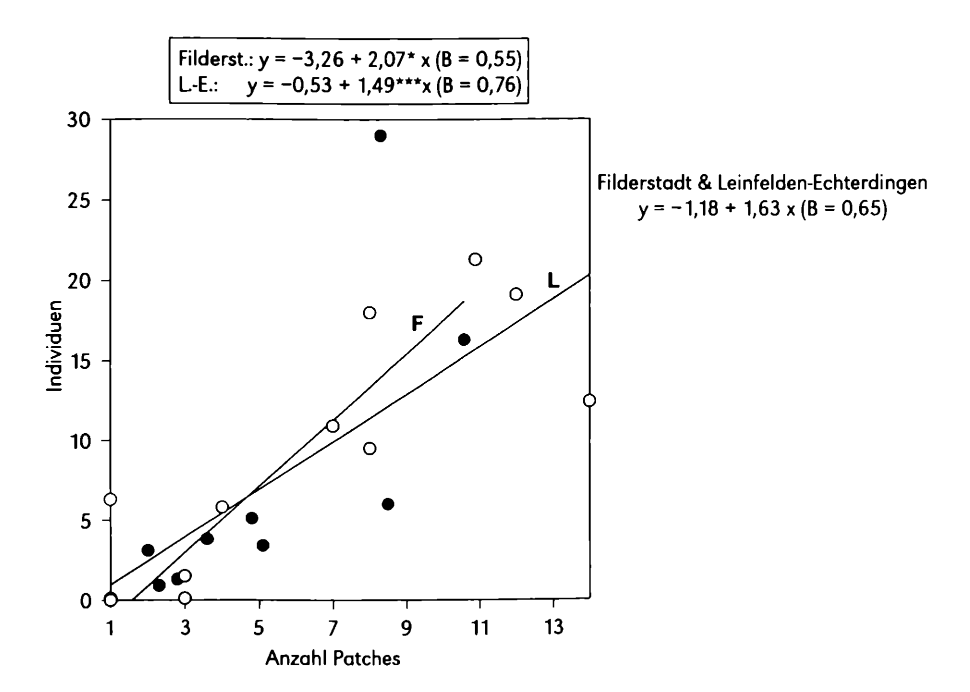


Abb. 17: Abhängigkeit der durchschnittlich festgestellten Individuenzahl von der durchschnittlichen Anzahl Patches (F = Filderstadt, L = Leinfelden-Echterdingen).

Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet

Die gravierendsten Unterschiede zwischen den beiden Gemeinden ergeben sich für die Abhängigkeit der Inzidenz von der durchschnittlichen Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet (vgl. Abb. 18).

Während für Filderstadt keine Signifikanz vorliegt (p = 0,25), ist die Steigung der Regressionsgeraden in Leinfelden-Echterdingen hochsignifikant (p < 0,001) von 0 verschieden. In Filderstadt sind alle Teilgebiete nicht weiter als durchschnittlich 780 m vom nächsten besiedelten Teilgebiet entfernt. Für diesen Bereich ist keine signifikante Abhängigkeit der Inzidenz von der Entfernung festzustellen. Den schwachen Zusammenhang zeigt auch das sehr geringe Bestimmtheitsmaß. In Leinfelden-Echterdingen waren immerhin vier Teilgebiete durchschnittlich zwischen 1000 und 1400 m vom nächsten besiedelten entfernt. Nur eines dieser Teilgebiete war in einem Untersuchungsjahr nachweislich besiedelt. Allerdings bestanden alle diese Teilgebiete nur aus einem Patch und wiesen somit bereits aufgrund der geringen Patchzahl eine sehr geringe Inzidenz auf. Das hohe Bestimmtheitsmaß für Leinfelden-Echterdingen zeigt aber im Gegensatz zu Filderstadt, daß die unterschiedlichen Entfernungen einen hohen Teil der Variation der Inzidenzen erklären. Um zu prüfen, wie Entfernung und Patch-Anzahl gemeinsam die Inzidenz beeinflussen, wurden multiple Regressionsanalysen durchgeführt.

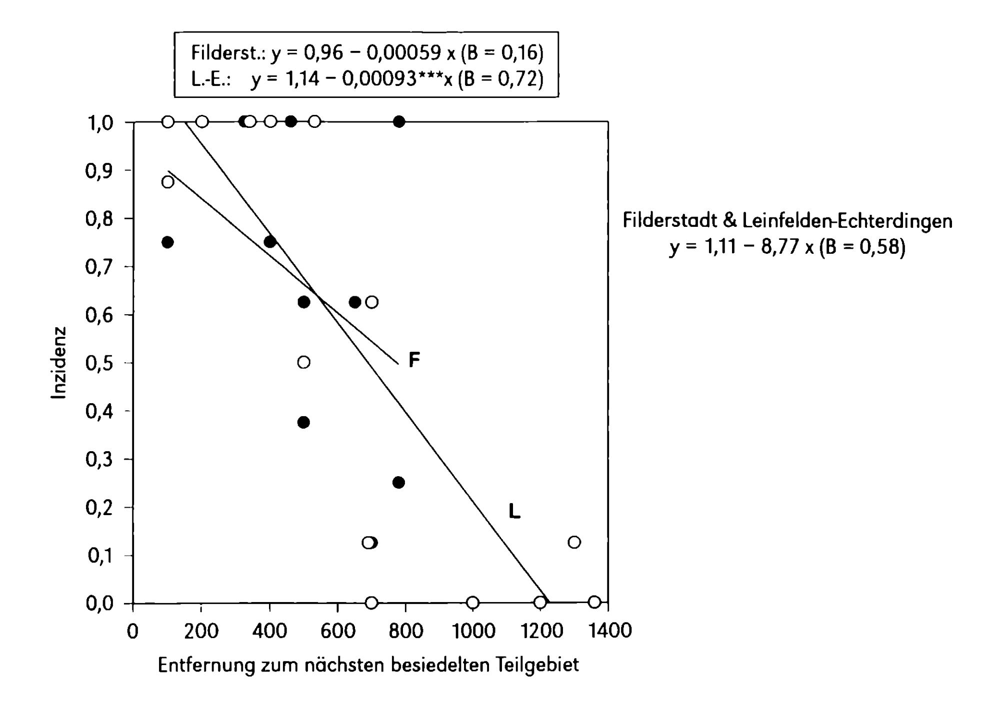


Abb. 18: Zusammenhang zwischen Inzidenz und der durchschnittlichen Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet (F = Filderstadt, L = Leinfelden-Echterdingen).

Zusammenwirken von Patch-Anzahl und Entfernung

Erst eine multiple Regressionsanalyse kann Aufschluß darüber geben, wie entscheidend die Entfernung in Leinfelden-Echterdingen wirklich ist, oder ob das oben aufgeführte Ergebnis stark von der geringen Patchzahl der weiter entfernten Teilgebiete beeinflußt wird. Da weiter oben bereits gesagt wurde, daß die Anzahl Patches als integrierende Variable verwendet werden kann, blieb für die Berechnung auf Basis der multiplen linearen Regression die Individuenzahl unberücksichtigt. Eine Analyse auf Basis der „backward stepwise regression" ergab, daß in Filderstadt allein durch die Anzahl Patches die Inzidenz am besten vorhergesagt werden kann.

In Leinfelden-Echterdingen hingegen sind sowohl die durchschnittliche Anzahl Patches als auch die durchschnittliche Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet von entscheidender Bedeutung für die Inzidenz. Dabei zeigt die Abhängigkeit von der Entfernung eine höhere Signifikanz (p = 0,021) als für die Anzahl Patches (p = 0,059). Die aus der multiplen linearen Regression resultierende Gleichung wurde in Abb. 19 graphisch idealisiert für drei Entfernungsbereiche umgesetzt. Hieraus wird deutlich, daß bei weiten Entfernungen von bspw. 1500 m selbst bei sehr hohen Patchzahlen von 14 nur relativ geringe Inzidenzen von 0,4 zu erwarten sind, während bei deutlich geringeren Entfernungen von z. B. 500 m auch bei sehr geringen Patchzahlen mit vergleichsweise hohen Inzidenzen gerechnet werden kann.
Als wesentliches Ergebnis bleibt festzuhalten, daß in Filderstadt, wo alle Teilgebiete nicht weiter als durchschnittlich ca. 800 m vom nächsten besiedelten entfernt waren, die Entfernung keinen signifikanten Einfluß auf die Inzidenz hat, wohingegen diese in Leinfelden-Echterdingen, wo vier der 15 Teilgebiete weiter als 1000 m und noch einmal drei ca. 700 m vom nächsten besiedelten Teilgebiet entfernt sind, mitentscheidend ist.

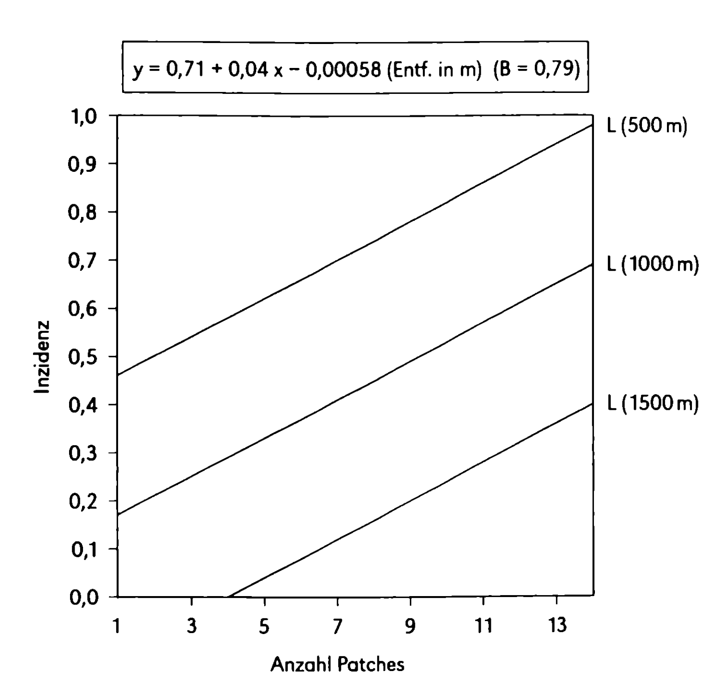


Abb. 19: Abhängigkeit der Inzidenz von der durchschnittlichen Anzahl Patches und der Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet in Leinfelden-Echterdingen (L).

Mit diesem Ergebnis lassen sich auch die offenen Fragestellungen, die sich bei der Analyse der Metapopulationsdynamik ergeben haben (vgl. Kap. 4.3.4.) beantworten. Die relativ konstante Nichtbesiedlung der weiter entfernten Teilgebiete mit Einzelpatches in Leinfelden-Echterdingen hängt wesentlich mit ihrer großen Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet zusammen. Die abnehmenden Turnoverraten und die damit - wie bereits erläutert eng zusammenhängenden Rekolonisationsraten in Filderstadt werden durch Reduktion der Anzahl möglicher Kolonisatoren aufgrund der Patchverluste und nicht durch die stärkere Isolation aufgrund des höheren Anteils nicht besiedelter Teilgebiete verursacht.

4.4. Diskussion

4.4.1. Auswirkungen der Lebensraumverluste auf Metapopulationsstruktur und Überlebenswahrscheinlichkeit der lokalen Populationen in Filderstadt

Hauptgefährdungsfaktoren für *G. nausithous* im Untersuchungsgebiet sind nach den vorliegenden Ergebnissen die zahlreichen Lebensraumverluste durch Bebauung und Gehölzneupflanzungen entlang der Grabenränder in Filderstadt. Diese waren direkte oder indirekte Ursache für 23 der 30 dort festgestellten Patchverluste. Aufgrund der engen nachgewiesenen Korrelation von Patchzahlen und durchschnittlich festgestellter Individuenzahl sind diese Verluste auch primär für die Reduktion der Populationsgröße auf etwa die Hälfte des ursprünglichen Niveaus und eng damit verbunden der erwartbaren Inzidenzen als Maß für die Überlebenswahrscheinlichkeit der lokalen Populationen verantwortlich.
Drei lokale Populationen sind nach Verlust der Wiesenknopfvorkommen unwiederbringlich ausgestorben, die durchschnittliche Anzahl Patches in den verbliebenen Teilgebieten sank während des Untersuchungszeitraumes von 4,8 auf 2,5 Patches. Keines der untersuchten Teilgebiete hatte 1995 noch eine für konstante Besiedelbarkeit von mindestens 8 Jahren festgestellte notwendige Anzahl von sieben Patches, 1987 waren das immerhin noch drei der damals 13 Teilgebiete. Das bedeutet, daß alle verbliebenen lokalen Populationen bereits für ihr mittelfristiges Überleben für Zeiträume von nur 10 Jahren auf das Einwandern von Individuen aus benachbarten Populationen und hohe Rekolonisationsraten angewiesen sind. Diese verminderte Inzidenz dokumentiert sich im starken Rückgang des Besiedlungsgrades der untersuchten Teilgebiete von 85 % 1987 auf 38 % 1995.
Die zunehmende Isolation der einzelnen Teilgebiete durch höhere Anteile nicht besiedelter Teilgebiete war demgegenüber während der Untersuchung noch ohne signifikanten Einfluß. Der Hauptgrund für die auch in Filderstadt verminderten Turnoverraten war somit während des Untersuchungszeitraumes der geringere Anteil an Kolonisatoren und nicht, wie die Veränderung des Verbreitungsbildes zunächst vermuten lassen könnte (vgl. Abb. 12a und b), eine Zunahme der Isolation der lokalen Populationen.

Durch **Bebauung** wurden insgesamt sechs Patches in zwei Teilgebieten (III, IX, vgl. Abb. 12 c) zerstört, wovon Populationen, die 42 % der 1987 in Filderstadt festgestellten Individuen umfaßten, betroffen waren. Die beiden Teilgebiete beherbergten damals insgesamt 72 % der in Filderstadt beobachteten Individuen (vgl. Abb 12 a). Durch die **Gehölzpflanzungen** gingen 17 Patches mit einem Populationsanteil von insgesamt ca. 27 % der Ausgangsbestände direkt oder indirekt als Lebensraum für *G. nausithous* verloren. 9 Patches wurden direkt zerstört, hinzu kommen acht weitere Lebensraumverluste durch Einstellung der Mahd der dazwischenliegenden, noch offenen Grabenabschnitte. Diese Entwicklung ist noch nicht abgeschlossen. Außerdem sind mindestens zwei weitere Teilgebiete in Filderstadt betroffen, die nicht Gegenstand der Untersuchung waren, von denen 1989 in einem ebenfalls eine Population mit über 60! Individuen festgestellt wurde. Die relative Bedeutung der Gehölzpflanzungen als Gefährdungsfaktor für die Filderpopulation ist damit noch gravierender einzuschätzen als die durch die Bebauung verursachten Verluste.
In Teilgebiet III (vgl. Abb. 12a–c und Tab. 7) wurden die durch Bebauung verursachten Individuenverluste durch optimale Entwicklung eines Grabenrandes und der angrenzenden, z.Zt. nur sporadisch gemähten Mähwiese bis 1995 weitgehend kompensiert. 1987 wurden hier 48 Individuen, 1995 immerhin noch 32 beobachtet. Dennoch hat sich das Aussterberisiko gegenüber der Ausgangssituation nach den vorliegenden Ergebnissen durch Reduktion der Patchzahl und eng damit verbunden der Habitatqualität und -kapazität wesentlich erhöht. Von den ursprünglich 10 Patches sind drei durch Bebauung und zwei weitere durch Gehölzaufwuchs verlorengegangen und nur die Mähwiese ist als weiterer Lebensraum neu hinzugekommen, so daß sich die Zahl der Patches von 10 auf sechs reduziert hat.
In Teilgebiet IX entstand eine Neubaugebietsbrache, die aber ebenfalls in Kürze bebaut wird. Von den ursprünglich 12 Patches wurden zwei durch Bebauung zerstört, weitere fünf sind durch die

Gehölzpflanzungen und eines durch Wiesenumbruch verloren gegangen. Gegenüber 40 kartierten Individuen 1987 wurden 1995 außerhalb der neuentstandenen Brache nur noch sechs in den vier verbliebenen Patches festgestellt. Diese gravierenden Verluste hätten bei konsequenter Durchführung geeigneter Ausgleichsmaßnahmen und bei Verzicht auf die Gehölzpflanzungen vollständig vermieden werden können.

Auch wenn sich für die Abhängigkeiten der Inzidenz von der Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet für den Untersuchungszeitraum keine Signifikanz ergab, bedeutet dies nicht, daß dies auch in Zukunft so sein wird. Das hohe Bestimmtheitsmaß der ermittelten Regressionsgerade für die Daten aus Leinfelden-Echterdingen hat gezeigt, daß weniger die Durchschnittswerte als vielmehr weite Entfernungen einzelner Patches in diesem Zusammenhang von Bedeutung sind. Die Berechnung erfolgte auf Grundlage der Mittelwerte, die in Filderstadt über den Gesamtzeitraum nicht mehr als durchschnittlich 800 m betrug. Tatsächlich war die Situation in Filderstadt aber am Ende der Untersuchung wesentlich ungünstiger. Während 1987 noch alle Patches in einem 700 m Schritt erreichbar gewesen wären, waren 1995 bereits drei der 10 Teilgebiete (III, VII, XII) 900 bzw. 1100 m entfernt und bei weiterer Abnahme des Besiedlungsgrades aufgrund der geringen erwartbaren Inzidenzen und der geringen Anzahl möglicher Kolonisatoren, wird diese Entfernung durch unbesetzte Teilgebiete künftig vermutlich noch zunehmen. Aufgrund der Ähnlichkeit der räumlichen Konstellation am Ende der Untersuchung 1995 zu der in Leinfelden-Echterdingen festgestellten, ist deshalb anzunehmen, daß künftig auch in Filderstadt die Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet einen wesentlichen Einfluß auf die Inzidenz haben wird und damit Isolationseffekte im Sinne einer verminderten Rekolonisationsfähigkeit zu erwarten sind.

Bemerkenswert ist, daß verminderte Inzidenzen lokaler Populationen und die Zunahme des Isolationsgrades durch unbesiedelte Teilgebiete eng miteinander gekoppelt sind und sich möglicherweise in ihrer Wirkung potenzieren:
Die Reduktion der Patchzahl bedingt aufgrund der engen nachgewiesenen Korrelation zur Anzahl festgestellter Individuen auch die Reduktion potentieller Emigranten bzw. Kolonisatoren und einen geringeren Besiedlungsgrad der Teilgebiete. Letzteres ist Hauptursache für die Zunahme der Isolation, denn durch nicht besiedelte Teilgebiete erhöht sich die Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet z. T. erheblich (vgl. Abb. 12b). Diese verstärkte Isolation wiederum führt zu einer geringeren Immigrations- und Rekolonisationswahrscheinlichkeit.
Das bedeutet, daß einerseits starke Rescue-Effekte und häufige Rekolonisationsereignisse für das Überleben der lokalen Populationen zunehmend notwendiger werden, diese aber durch die gleichzeitig zunehmende Isolation und verringerte Produktion möglicher Kolonisatoren immer unwahrscheinlicher wird. Diese gekoppelte Entwicklung erklärt möglicherweise das von Frank et al. (1994) beschriebene Phänomen, daß bei nur wenigen lokalen Populationen, die vom Aussterben bedroht sind, das Risiko zur Beschleunigung des Erlöschens besteht und scheinbar sichere Metapopulationen durch Entfernung weniger Teilpopulationen rasch aussterben können.

Die geschilderten Auswirkungen durch die Gehölzpflanzungen sind durch Verlust der Wiesenknopfbestände zumindest teilweise irreversibel. Notwendig ist die Entfernung der Gehölzpflanzungen in allen Bereichen mit noch vorhandenem Entwicklungspotential und die konsequente Durchführung geeigneter Ausgleichsmaßnahmen in den durch Bebauung betroffenen Teilgebieten, wie z. B. durch Umwandlung einzelner Mähwiesen in Wechselbrachen zur Entwicklung von Reservoir-Populationen. Ohne umfangreiche Maßnahmen besteht für die gesamte Filderstädter Population mittelfristig ein hohes Extinktionsrisiko.
Bei der Bewertung der Auswirkungen ist neben den oben genannten Faktoren außerdem eine teilweise Korrelation der Extinktionsursachen (Gehölzpflanzungen) und die zentrale Lage der Populationen in Filderstadt in Bezug auf die restlichen Bestände auf den Fildern zu berücksichtigen (vgl. Abb. 23 in Kap. 5).

4.4.2. Auswirkungen der Nutzungsoptimierung an den Grabenrändern auf Metapopulationsstruktur und Überlebenswahrscheinlichkeit der lokalen Populationen in Leinfelden-Echterdingen

Die Optimierung der Grabenrandpflege hat in Leinfelden-Echterdingen zu einer Erhöhung der durchschnittlich zur Entwicklung geeigneten Patches und eng damit verbunden der Habitatqualität und -kapazität geführt, während die absolute Anzahl der Teilgebiete nahezu konstant geblieben ist. Dies resultiert in einem um 30 % höheren Besiedlungsgrad der Patches und einer Verdreifachung der feststellbaren Individuenzahlen von *G. nausithous* (vgl. Abb. 14 und 10).

Wesentliche Änderung in der Metapopulationsstruktur ist die Vergrößerung der lokalen Populationen und damit eine Erhöhung der erwartbaren Inzidenzen als indirektes Maß für die Überlebenswahrscheinlichkeit (vgl. Abb. 12). Gegenüber einer bedeutenden lokalen Reservoir-Population mit über 20 festgestellten Individuen zu Beginn der Untersuchung 1987 waren dies 1995 vier. Diese Teilgebiete haben sich so zum wichtigsten Verbreitungszentrum auf den Fildern entwickelt (vgl. auch Abb. 23, Kap. 52). Das räumliche Verbreitungsmuster hat sich dagegen aufgrund der geringen Inzidenzen der weiter entfernten Einzelpatches kaum geändert. Nur eines dieser Teilgebiete im Nordosten weist inzwischen eine größere Population auf (vgl. Abb. 12b).

4.4.3. Konsequenzen für das Planungsinstrument „Biotopverbundplanungen"

JEDICKE (1990) definiert Biotopverbund als räumlichen Kontakt zwischen Lebensräumen, welcher eine funktionale Vernetzung zwischen Organismen in Form von Beziehungssystemen ermöglicht. Zugrundeliegende Absicht ist die Verminderung von Isolationseffekten in der fragmentierten Landschaft als eine der Hauptursachen für das Aussterben zahlreicher Arten (JEDICKE, 1994; SETTELE et al., 1996 u. a.). Biotopverbundplanungen werden oft im Rahmen von Flurbereinigungsverfahren als Ausgleich für Verluste ökologisch wertvoller Flächen, aber auch wie im vorliegenden Fall als eigenständige Planungen erstellt.

Die Entwicklung in Filderstadt macht eine kritische Überprüfung der bisherigen Vorgehensweise bei Biotopverbundplanungen notwendig. Auch wenn die Konzeption des vorliegenden Biotopverbundsystems (SCHMELZER, 1987; ROWECK, 1987) ausreichend Spielraum für den Erhalt der krautigen Grabenrandstreifen gelassen hätte, waren diese Vorgaben nicht konkret genug, um die Vernichtung der *G. nausithous*-Habitate zu verhindern. Zielkonflikte mit anderen Belangen des Artenschutzes wären nicht zu erwarten gewesen, da das von diesen Maßnahmen betroffene Gebiet durch die intensive agrarische Nutzung für die Avifauna (HERMANN & RECK, 1991) und übrige Tagfalterfauna (FEUCHT et al., 1989) überwiegend verarmt bzw. stark verarmt (Wertstufe 4 und 5 nach KAULE, 1991) ist. Der Zielkonflikt mit den Belangen des Gewässerschutzes hätte beispielsweise durch Verzicht auf Gehölzpflanzungen an den für *G. nausithous* besonders relevanten Grabenrandabschnitten minimiert werden können. Ein Verlust von insgesamt 17 Habitaten, mehr als 25 % der ursprünglich vorhandenen untersuchten Lebensräume von *G. nausithous* in Filderstadt, sollte nicht Ergebnis einer Umweltschutzmaßnahme sein!

Angesichts der hohen Popularität von Biotopverbundplanungen, die häufig wie im vorliegenden Beispiel auf einen Gehölzverbund reduziert werden (vgl. bspw. KAULE, 1991; JEDICKE, 1992) ist eine Überprüfung der Ziele, aber auch eine Analyse bereits erreichter Erfolge bzw. Mißerfolge notwendig. Weiter stellt sich die Frage, ob die im Beispiel dargestellte Entwicklung ein Einzelfall ist oder ob sich vergleichbare Beispiele finden lassen, und weshalb das zuständige Umweltschutzamt auf der Umsetzung bestand, obwohl die Konsequenzen für die Populationen von *G. nausithous* mehrfach aufgezeigt wurden.

Die Frage, ob es sich um einen Einzelfall handelt oder ob vergleichbare Entwicklungen auch an anderer Stelle erfolgen, ist nur schwer zu beantworten, da faunistische Bestandsaufnahmen in der Regel

nicht durchgeführt wurden (s. o.) und entsprechende Entwicklungen deshalb bislang nicht erfaßt werden konnten. Hier besteht dringender Bedarf für vergleichbare Grundlagenuntersuchungen und Erfolgskontrollen (z. B. MÜHLENBERG, 1990; JEDICKE, 1996). Es ist aber sehr wahrscheinlich, daß die Umsetzung von Biotopverbundplanungen ohne fundierte faunistische Untersuchungen auch in anderen Gebieten und für andere naturschutzrelevante Arten entsprechend gravierende Auswirkungen gehabt haben.

Dazu noch ein Beispiel für eine vergleichbare Planung im Untersuchungsraum: Im Rahmen der Ausgleichsmaßnahmen für die Erweiterung des Stuttgarter Flughafens wurden 1995 Ufergehölzstreifen als Biotopverbundstukturen in großem Umfang auch für Grabenränder in Leinfelden-Echterdingen geplant. Diese Maßnahmen wären wiederum realisiert worden, hätte das Einschreiten der Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Stuttgart diese Planung nicht zur Prüfung erhalten und ihre Umsetzung verhindert. Diese Maßnahme hätte einen Großteil der in den letzten Jahren auf dieser Gemarkung erreichten positiven Effekte zunichte gemacht. Auch hier wäre sie trotz des Wissens um die Bestände von *G. nausithous* durchgeführt worden und es stellt sich erneut die Frage nach dem warum? Gehölzneupflanzungen sind deshalb so populär, weil sie auf den meist gemeindeeigenen Flächen leicht umsetzbar sind und durch die Bevölkerung sofort als positive Veränderung wahrgenommen werden, zumal in Amtsblättern etc. in den letzten Jahren oft für diese Maßnahme „geworben" wurde.

Die beiden Beispiele zeigen, daß Gemeinden durch den vermeintlichen Druck, sichtbaren Naturschutz leisten zu müssen, der sich nach außen „politisch wirksam" verkaufen läßt, sogar bereit sind, dafür die Vernichtung europaweit bedeutsamer Bestände von Arten in Kauf zu nehmen. Die Begründung des Behördenvertreters gegenüber der BNL lautete dann auch sinngemäß: Die Bevölkerung habe nun endlich akzeptiert, daß Hecken positiv sind, daß wir nun nicht wieder mit etwas anderem kommen können.

Was aber sind die bislang erreichten positiven Effekte von Biotopverbundplanungen? Die wenigen bislang vorliegenden Untersuchungen beziehen sich nahezu ausschließlich auf die Verbundfunktion gepflanzter Hecken. Ihre Bedeutung ist weit hinter den Erwartungen zurückgeblieben. Von ihnen profitieren nahezu ausschließlich euryöke Arten (z. B. CORNELSEN et al., 1993; GRUTTKE & WILLEKE, 1993; JEDICKE, 1996) und nicht wie erwartet stenöke Waldarten, denen durch sie ein Austausch zwischen Wäldern ermöglicht werden sollte. Hier stellt sich aber die Frage, ob nicht schon die Erwartungen falsch waren, denn stenöke Arten zeichnen sich ja gerade durch enge ökologische Nischen aus, die in Hecken (bspw. für stenöke Laufkäferarten der Wälder) aufgrund des eben nicht waldartigen Mikroklimas nicht erfüllt werden können. Heckenstrukturen scheinen eher als Teilhabitat (Neuntöter, Dorngrasmücke, Winterquartier für manche Laufkäferarten der Äcker etc.) von Bedeutung zu sein, müssen dann aber nicht den „räumlichen Kontakt" zwischen Wäldern herstellen. MÜHLENBERG (1990) wies außerdem bereits darauf hin, daß jede durchgehende Biotopverbundstruktur gleichzeitig eine isolierende Wirkung für Arten darstellt, die anders strukturierte Habitate benötigen.

Als eigentlich unerwarteter Nebeneffekt wurde in fast allen Untersuchungen der Refugialcharakter krautiger Saumstrukturen für Offenlandarten beobachtet. RIECKEN (1991) fand in einer zweijährigen Uferbrache, die zu einer Intensivweide gehört hatte wieder vermehrt ufertypische Arten. Nach GRUTTKE & WILLEKE (1993) erfüllten sowohl die noch jungen Gehölzpflanzungen als auch die zwischen ihnen liegenden Wiesenhabitate Refugialcharakter für nutzungsempfindliche Offenlandarten. Ein beeindruckendes Beispiel für die Wirkung von Biotopverbundmaßnahmen mit ausschließlich krautigen Strukturen liefert RECK (1993). Auf einer 30 ha großen, seit 1975 flurbereinigten landwirtschaftlichen Nutzfläche wurden nutzungsbegleitende Saumbiotope und Grünland so wiederhergestellt, daß sowohl den Belangen des Naturschutzes als auch denen der Landwirtschaft entsprochen wurde. Innerhalb von nur vier Jahren hat das vorher verarmte Gebiet die Schwelle zur regionalen Bedeutung für den Artenschutz erlangt! Weitere umfangreiche Beispiele für positive Wirkungen von Saumstrukturen finden sich bei RECK (1995).

Welche Konsequenzen haben diese Ergebnisse für künftige Biotopverbundplanungen, sind diese überhaupt sinnvoll und wie lassen sich mögliche negative Folgen künftig ausschließen?

Die Verifizierung des Metapopulationskonzepts für zahlreiche Arten macht den Biotopverbund in unserer stark fragmentierten Landschaft notwendiger denn je. Offenbar haben isolierte Teilpopulatio-

nen, unabhängig wie „stabil" sie erscheinen mögen, langfristig nur geringe Überlebenschancen (vgl. C. D. THOMAS, 1995).
Durch extrinsische Faktoren, wie bspw. Umweltkatastrophen oder kurzfristig ungünstige Mahdzeitpunkte im Beispiel von *G. nausithous*, erlöschen die meisten lokalen Populationen irgendwann. Wenn die Population als Metapopulation existiert, ist eine Wiederbesiedlung nach solchen Katastrophen möglich. Auch hierzu konnte ein Beispiel auf den Fildern außerhalb des in diesem Kapitel behandelten Untersuchungsgebietes beobachtet werden. In einem Teilgebiet mit sieben optimal genutzten Patches waren nach einem Hagelsturm zu Beginn der Flugzeit nahezu alle Blütenköpfe des Großen Wiesenknopfes abgeschlagen und nur noch sechs Individuen von *G. nausithous* festzustellen, die nur noch vereinzelt geeignete Eiablagepflanzen zur Verfügung hatten. Wäre diese Population vollständig isoliert, hätte dieses Gebiet im Falle einer Extinktion nicht wieder besiedelt werden können. Je höher das Aussterberisiko ist, desto größer muß die Rekolonisationswahrscheinlichkeit sein.
Das bedeutet, daß effektiver Artenschutz nicht allein durch Ausweisung isolierter Naturschutzgebiete erreicht werden kann, sondern für viele Arten vermutlich einen ausreichenden Verbund lokaler Populationen zum Aufbau von Metapopulationen benötigt (vgl. bspw. HANSKI & GILPIN, 1991; BLAB, 1992; HANSKI et al., 1996; BEGON et al., 1997). Nicht Biotopverbund sondern Habitatverbund ist der konzeptionell richtige Begriff für diese Maßnahme, die das Aussterberisiko von Arten verringern soll und ausschließlich für diese künftig Verwendung finden sollte (vgl. SETTELE et al., 1996). Grundlage jeden Habitatverbundes muß eine fundierte faunistische Kartierung mit Ableitung eines kommunalen Zielartenkonzepts und konkreter Zielvorgaben für den zu erreichenden Habitatverbund sein (vgl. z. B. auch SETTELE et al., 1996). Dabei ist nicht der räumliche Kontakt im Sinne räumlicher Nachbarschaft von Habitaten mit vergleichbaren physikalischen Eigenschaften und ähnlicher Struktur (= „Connectedness" nach KLEYER et al., 1996) oberste Entwicklungspriorität, sondern die Wiederherstellung bzw. Entwicklung der „Durchlässigkeit" einer Landschaft für eine bestimmte Art durch geeignete räumliche Anordnung einer ausreichenden Anzahl von Habitaten in erreichbarer Entfernung (= „Connectivity" nach KLEYER et al., 1996 bzw. „patchy system" vgl. JEDICKE, 1996). Zahlreiche Autoren haben bereits Vorgaben für eine sinnvolle Vorgehensweise gemacht. Bereits KAULE (1986) forderte bspw. Biotopvernetzungssysteme, die sich an den Anforderungen bestimmter Arten orientieren. Allerdings sind entsprechende Planungen bislang erst ganz vereinzelt erfolgt. Als wegweisend kann bspw. die Flurbereinigungsplanung Hettingen gelten (RECK, 1995).

Bislang fehlen die notwendigen gesetzlichen Vorgaben für entsprechende Planungen: der Richtlinienentwurf für die Mindestinhalte der Biotopvernetzungsplanung für Baden-Württemberg (MIR, 1988) sieht keine verbindliche Vorschrift zur Kartierung von Pflanzen und Tieren vor und eine UVU für Flurbereinigungsverfahren wie sie bspw. RECK (1995) fordert, fehlt ebenfalls. 50 % der in Deutschland lebenden gefährdeten Tierarten besiedeln die Kulturlandschaft und sind vielfach an spezielle landwirtschaftliche Nutzungsformen gebunden. Daraus leitet sich zwingend die Notwendigkeit entsprechender Gesetzesgrundlagen ab, soll auch diesen Arten, wie im BNatSchG gefordert, das langfristige Überleben gesichert werden. Solange entsprechende Vorgaben fehlen, sollte wie folgt verfahren werden:

1. **Landschaftsästhetische Planungen** mit möglicherweise gravierenden negativen Folgen für den Naturschutz ohne faunistische Begründungen und mit hohem Anteil struktureller Änderungen durch Pflanzung von Gehölzstrukturen oder Neuanlagen von Einheitsgewässern, sollten auch als solche gekennzeichnet werden (vgl. auch KAULE, 1991).

2. **Biotopverbundplanungen** sollten künftig unspezifische Konzepte, die ausschließlich die Optimierung vorhandener Strukturen umfassen. genannt werden (vgl. auch RECK, 1995). Auch durch diese können bereits umfangreiche positive Effekte für bedrohte Arten erreicht werden, eine gezielte Förderung hochgradig gefährdeter Arten ist hierdurch jedoch nur zufällig möglich. Entsprechende Maßnahmen sind bspw.
   - die Erhöhung der Nutzungsvielfalt in einheitlich intensiv genutzten Wiesengebieten durch Nutzungsextensivierung, kurzfristiges Brachfallenlassen einzelner Wiesenparzellen oder die Anlage krautiger Saumstrukturen,

- die Anlage von Ackerrandstreifen und krautigen Saumstrukturen in überwiegend ackerbaulich genutzten Bereichen (für letztere gibt Reck (1995) einen Sollwert von 200 m/ha an),
- die Erhaltung und Optimierung vorhandener Strukturen wie Trockenmauern, Stufenraine, Steinriegel und Hecken (vgl. Reck, 1995).

3. Als **Habitatverbund** sollten ausschließlich hinter der urspünglichen Idee steckende fundierte Naturschutzfachplanungen bezeichnet werden. Sie müssen hohen qualitativen Anforderungen entsprechen und auf einem Zielartenkonzept, das mehrere unterschiedliche, repräsentative Artengruppen und mögliche Zielkonflikte berücksichtigt, basieren. Nur diese Form der Planung ist geeignet, auch hochgradig gefährdete Arten gezielt zu fördern. Als Vorgabe zur regionalisierten Durchgängigkeit der Zielfindung sollte künftig in Baden-Württemberg das landesweite Zielartenkonzept (Reck et al., 1996) dienen.

4.4.4. Zur Existenz unterschiedlich relevanter Entfernungsbereiche innerhalb bestehender Metapopulationen

Wahrscheinlich haben sich zahlreiche, in der heutigen Kulturlandschaft existierende Metapopulationen erst durch die zunehmende Fragmentierung in einem fortlaufenden Prozeß aus einer kontinuierlich oder räumlich strukturierten Population über Metapopulationen mit zwar getrennten, aber noch vglw. stabilen lokalen Populationen, bis hin zu Metapopulationsstrukturen mit zahlreichen überwiegend sehr kleinen lokalen Populationen und jeweils hohem Aussterberisiko entwickelt, und stellen möglicherweise das Zwischenstadium für künftig völlig isolierte Einzelpopulationen dar (Reich & Grimm, 1996; Stacey et al., 1997).

Für *G. nausithous* konnten alle drei der genannten Übergänge bereits in der vorliegenden Arbeit dokumentiert werden (vgl. Abb 20a–c). Eine räumlich strukturierte Population stellen die erfaßten Populationen der untersuchten Mainaue in Oberfranken dar (vgl. Abb. 20a und Kap. 3). Um zu klären, ob es sich dabei tätsächlich um eine einzige Population handelt, hätten allerdings umfangreiche Kartierungen der Umgebung erfolgen müssen. Metapopulationsbereiche mit überwiegend großen Populationen, die ein vergleichsweise geringes Aussterberisiko haben, finden sich aktuell durch Optimierung der Grabenrandpflege und durch die Umsetzung eines Artenhilfsprogramms in Leinfelden-Echterdingen (vgl. Abb. 20b und Kap. 5). Die Ausgangssituation 1987 in Leinfelden-Echterdingen und Filderstadt war dagegen ein Beispiel für die letztgenannte Situation mit überwiegend kleinen lokalen Populationen (vgl. Abb. 20c).

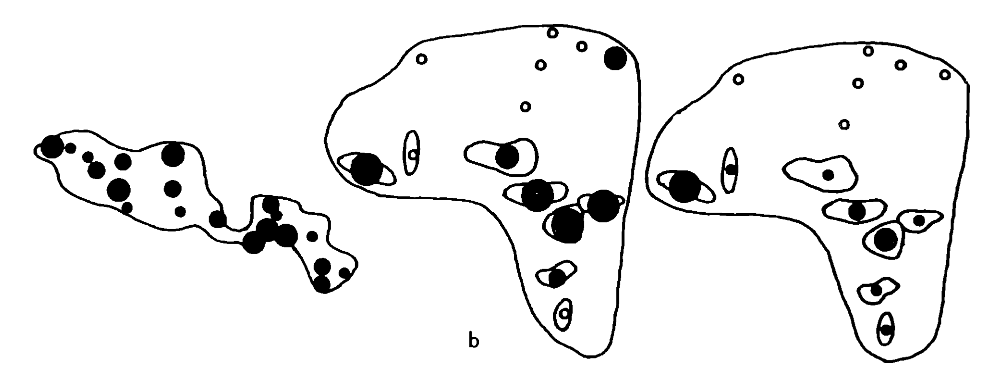


Abb. 20: Unterschiedliche im Rahmen der vorliegenden Untersuchung festgestellte Metapopulationsstrukturen von *Glaucopsyche nausithous*: a) große räumlich strukturierte Population, b) Metapopulation mit überwiegend großen lokalen Populationen mit nur geringem Aussterberisiko, c) Metapopulation mit überwiegend kleinen Teilpopulationen.

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung haben gezeigt, daß im Vordergrund des Habitatverbundes zunächst die Optimierung der Habitatqualität zur Verringerung des Extinktionsrisikos der lokalen Populationen stehen muß. Erst in zweiter Linie, wenn in bedeutenderem Umfang potentielle Kolonisatoren produziert werden, ist innerhalb bestehender Metapopulationen in manchen Fällen auch die Reduktion der Entfernung zwischen lokalen Populationen von Bedeutung. Dabei hat die Analyse der Abhängigkeit der Inzidenzen von der Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet aber ergeben, daß diese, wie im Beispiel von Filderstadt gezeigt, durchaus nicht immer einen signifikanten Einfluß auf die Inzidenz hat und dieser, wie das Bestimmtheitsmaß der Regressionsgeraden für Leinfelden-Echterdingen zeigt, stark von den weitesten Entfernungen abhängt. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, daß sich zwei unterschiedliche Entfernungsbereiche (Metapopulation 1. und 2. Ordnung) innerhalb bestehender Metapopulationen abgrenzen lassen, die für die Ableitung von Maßnahmenprioritäten bei Planungen zum Habitatverbund mitentscheidend sind (vgl. Abb. 21).

Wirkungsweise der Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet

Grundsätzlich ist die Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet eng mit der Austauschhäufigkeit von Individuen zwischen lokalen Populationen korreliert. Dabei entspricht der Zusammenhang zwischen zunehmender Entfernung und Häufigkeit der Migrationsereignisse im wesentlichen einer negativen Exponentialfunktion (Hill et al., 1996; C. D. Thomas & Hanski, 1997). Das bedeutet, daß die Wahrscheinlichkeit ein entferntes Habitat zu erreichen, mit wachsender Entfernung überproportional abnimmt und hohe Austauschraten nur innerhalb eines Entfernungsbereiches zum nächsten besiedelten Patch zu erwarten sind, der deutlich geringer als die maximal überbrückbaren Entfernungen einzuschätzen ist (vgl. Abb. 21). Aufgrund des Kontinuums der Abnahme ist nicht zu erwarten, daß sich diese Entfernungsbereiche streng voneinander abgrenzen lassen.

Bei den Austauschereignissen muß zwischen zwei Phänomenen unterschieden werden, die beide zur Erhöhung der Inzidenz lokaler Populationen innerhalb einer Metapopulationskonstellation beitragen können:

1. der „Rescue-Effekt", d. h. die Reduktion des Aussterberisikos durch Immigranten
2. die (Re-)Kolonisation, d. h. die Möglichkeit zur Wiederbesiedlung nach erfolgter Extinktion (Rekolonisation) bzw. die Möglichkeit zur Besiedlung neu entstandener Habitate (Kolonisation).

Häufigkeit der Austauschereignisse	**Populationsstruktur**	**zunehmende Fragmentierung bzw. Isolation der besiedelten Patches**
	großräumige räumlich strukturierte Einzelpopulation	
	Metapopulation **Metapopulation 1. Ordnung** Verbund lokaler Populationen innerhalb eines Entfernungsbereiches mit erwartbaren hohen Rekolonisationsraten und starken Rescue-Effekten durch häufigen Austausch zwischen lokalen Populationen **Metapopulation 2. Ordnung** Entfernungsbereich mit erwartbaren geringen Rekolonisationsraten und Rescue-Effekten durch nur gelegentlichen Austausch zwischen lokalen Populationen	
	isolierte Einzelpopulation	

Abb. 21: Zusammenhang zwischen der Häufigkeit der Austauschereignisse, Populationsstruktur und zunehmender Fragmentierung.

Einzelne Immigranten können dabei das Aussterberisiko v. a. kleiner Populationen erheblich verringern (Rescue-Effekt). Für eine erfolgreiche Etablierung neuer Populationen (Kolonisation bzw. Rekolonisation) in nicht besetzten Habitaten sind aber möglicherweise häufigere Austauschereignisse notwendig. Die Modellierungen von SETTELE (1998) erklärten erst mit 10, besser noch mit 30 vorbeiwandernden Individuen die vorgefundenen Konstellationen befriedigend.

Zur Migrations- und (Re-)Kolonisationsfähigkeit von Tagfaltern

Während zur Migrationsfähigkeit von Tagfalterarten aus den letzten Jahren zahlreiche Untersuchungsergebnisse aus Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen vorliegen, die Hinweise geben können, bis zu welcher Entfernung noch mit Austauschereignissen gerechnet werden kann, existieren zur Rekolonisationsfähigkeit von Arten bislang fast keine empirischen Daten.

Bei den Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen hat sich gezeigt, daß einerseits die **Migrationsfähigkeit** vieler, insbesondere als standorttreu eingeschätzter Tagfalterarten, in der Vergangenheit stark unterschätzt wurde, da der Großteil der Individuen ein leicht und häufig zu beobachtendes, sehr standorttreues Verhalten zeigt (u. a. auch bei *G. nausithous*). Auch die Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen selbst liefern methodisch bedingt zu niedrige Werte (vgl. z. B. C. D. THOMAS et al., 1992; HANSKI et al., 1995; REICH & GRIMM, 1996; SETTELE, 1998). SETTELE et al. (1996) geben einen Überblick über die bislang bekannten maximalen Migrationsdistanzen zahlreicher Arten (zu einigen Beispielen als standorttreu eingestufter Arten vgl. auch Tab. 9). Dabei zeigt sich, daß für nahezu alle Arten Migrationsdistanzen von mehreren Kilometern nachgewiesen werden konnten. Diese dokumentierten Distanzen sind andererseits jedoch oft nicht gleichzusetzen mit der maximal überbrückten Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet.

Z.T. erfolgten sie über Entfernungen mit dazwischenliegenden Trittsteinen oder die gewanderten Entfernungen zwischen zwei Teilgebieten wurden zusätzlich mit Entfernungen summiert, die innerhalb der Teilgebiete zwischen nahe beieinanderliegenden Patches gewandert wurden (vgl. bspw. die Angaben zu *G. nausithous* von GEISSLER, 1990a; BINZENHÖFER, 1997). Solange die Bedeutung von Trittsteinen auf das Dispersionsverhalten unklar ist, sollten das weiteste registrierte Migrationsereignis zum nächsten besiedelten Teilgebiet ohne dazwischenliegende Trittsteine von der weitesten registrierten Zwischenpatchdistanz mit dazwischenliegenden Trittsteinen getrennt ausgewiesen werden.
Die maximale Migrationsfähigkeit bestimmt, auf längere Zeiträume bezogen, die Rekolonisationsfähigkeit innerhalb der Metapopulation. Für *G. nausithous* konnte BINZENHÖFER (1997) eine Migrationsentfernung von ca. 5 km in ein Gebiet nachweisen, das mehr als 3 km von den von ihr untersuchten Teilgebieten entfernt lag. Vier Wechsel wurden von der Autorin zwischen drei 1,1 km bzw. ca. 3 km entfernten Teilgebieten mit dazwischen liegenden Trittsteinen dokumentiert. Nach SETTELE (1998) sind für *G. nausithous* noch 40 % einer Population in der Lage, 2 km zu wandern und noch 10 % dürften 5 km erreichen. Die der Modellierung zugrundeliegenden Daten stammen allerdings ebenfalls aus dem Versuchsansatz der Autorin, in dem die gewanderten Entfernungen nicht mit der Entfernung zum nächsten besiedelten Patch gleichzusetzen sind, sondern aus einer räumlichen Konstellation mit zahlreichen dazwischenliegenden Trittsteinen stammen, und waren daher für seine Untersuchungen im Untersuchungsgebiet Oberrhein angemessen.

Im Gegensatz zu Migrationsdistanzen liegen bislang kaum Aussagen dazu vor, bis zu welcher Entfernung von einem besiedelten Habitat noch mit häufigen **(Re-)Kolonisationsereignissen** gerechnet werden kann.
Zuverlässige Daten können v.a beobachtete Rekolonisationsereignisse liefern. Im Einzelfall ist jedoch nur selten sicher dokumentiert, ob eine Patch zuvor unbesiedelt war. Ein aussagekräftiges Beispiel geben C. D. THOMAS & JONES (1993) aus Großbritannien für *Hesperia comma*. Dort waren nach Zusammenbruch der Kaninchenpopulationen durch Myxomatose Mitte der 50er Jahre zwischen 1960 und 1975 zahlreiche lokale Populationenen von *Hesperia comma* durch Sukzession der Lebensräume

Tab. 9: Zusammenstellung bekannter Mobilitätsparameter ausgewählter standorttreuer Tagfalterarten (nach BINK, 1992) in Anlehnung an SETTELE et al. (1996).

Art	Autor	maximal nachgewiesene überbrückte Zwischenpatchdistanzen	Angaben zur räumlichen Patchkonstellation, Kolonisationsereignissen, Austauschraten zwischen Patches bzw. Teilgebieten
Melitaea cinxia	HANSKI et al. (1995)	3,05 km	Entfernung zum nächsten besiedelten Patch betrug durchschnittlich 240 m und maximal 3870 m; 9 % wurden in einem anderen Patch wiedergefangen
Melitaea athalia	WARREN (1987)	2,5 km	1,3 % der ♀♀ und 1,7 % der ♂♂ wanderten zwischen Populationen die ca. 1 km voneinander entfernt waren, weitest nachgewiesenes Kolonisationsereignis in 2,5 km vom nächsten besiedelten Patch
	C. D. THOMAS et al. (1992)		alle, außer 2 Populationen waren nicht weiter als 1 km von der nächsten entfernt
Glaucopsyche nausithous	GEISSLER & SETTELE (1990)	3 km	Austauschraten: 78 % innerhalb eines räumlich heterogenen Teilgebietes; 21 bzw. 32 % innerhalb von Teilgebieten mit distinkt abgegrenzten Patches (bis 450 m Entfernung); 1,9 % zwischen lokalen Populationen (1,1 bzw. 3 km voneinander entfernt mit dazwischenliegenden Trittsteinen) von 15 Kolonisationsereignissen erfolgten 14 zu Teilgebieten, die nicht weiter als 700 m vom nächsten besiedelten Teilgebiet entfernt waren
	BINZENHÖFER (1997)	5,1 km	innerhalb räumlich heterogener Teilgebiete 66 %; zwischen Teilgebieten 8 % (weniger als ca. 600 m vom nächsten besiedelten entfernt), ein Austausch zu ca. 4,5 km entferntem Teilgebiet (mit Trittsteinen)
Glaucopsyche teleius	BINZENHÖFER (1997)	2,5 km	innerhalb räumlich heterogener Teilgebiete 77 %; zwischen Teilgebieten 14 % (weniger als ca. 600 m vom nächsten besiedelten entfernt)
Glaucopsyche alcon	NUNNER, pers. Mittl. in SETTELE et al. (1996)	900 m	
	WYNHOFF et al. (1996)	430 m	häufiger Austausch zwischen Patches, die maximal 430 m vom nächsten besiedelten Patch entfernt waren
Plebeius argus	C. D. THOMAS & HARRISON (1992)	1 km	alle Populationen nicht weiter als 800 m von der nächsten entfernt, Kolonisationsereignisse bis 600 m Entfernung zum nächsten besiedelten Patch beobachtet
Thymelicus acteon	C. D. THOMAS et al. (1992)	2250 m	Kolonisationsereignisse bis 2250 m Entfernung zum nächsten besiedelten Patch beobachtet
Hesperia comma	C. D. THOMAS & JONES (1993)	8650 m	8,65 km sind gleichzeitig auch das weiteste nachgewiesen Kolonisationsereignis; von 29 in 9 Jahren beobachteten Kolonisationen erfolgten 24 innerhalb einer Entfernung von weniger als 1 km

erloschen. Nach Erholung der Kaninchenbestände wurde die Rekolonisation der wieder geeigneten Patches über 9 Jahre von 1982-1991 beobachtet (C. D. THOMAS & JONES, 1993). Von 29 in 9 Jahren dokumentierten Kolonisationen erfolgten 24 innerhalb einer Entfernung von weniger als 1 km. Alle

Habitate innerhalb dieses Radius wurden in dieser Zeit wiederbesiedelt. Jenseits dieser Entfernung nahm die Rekolonisationswahrscheinlichkeit stark ab. Dennoch konnte ein Kolonisationsereignis noch in 8,6 km Entfernung vom nächsten besiedelten Patch beobachtet werden. Diese Beobachtungen weisen darauf hin, daß auch für andere vglw. standorttreue Tagfalterarten mit der Existenz unterschiedlich relevanter Entfernungsbereiche gerechnet werden kann und häufige Austausch- und Rekolonisationsereignisse möglicherweise für die meisten dieser Arten nur innerhalb eines Radius von weniger als einem Kilometer vom nächsten besiedelten Habitat zu erwarten sind.
Hinweise für die mögliche Richtigkeit dieser Hypothese geben auch zahlreiche Verbreitungsanalysen bestehender Metapopulationen weiterer nach Bink (1992) als standorttreu eingestufter Tagfalterarten (vgl. Tab. 9). Diese haben mehrfach vergleichbare Größenordnungen von weniger als 1 km Entfernung zwischen den meisten lokalen Populationen ergeben. Bei *Plebeius argus* waren die meisten lokalen Populationen nicht weiter als 800 m von der nächsten lokalen Population entfernt (C. D. Thomas & Harrison, 1992). Populationen von *Melitaea athalia* in Kent befanden sich, von zwei Ausnahmen abgesehen, ebenfalls innerhalb dieser Reichweite. Die am stärksten isolierte war dagegen 2,6 km entfernt (C. D. Thomas et al., 1992).
Auch auf den Fildern waren 19 von 26 im Jahr 1989 im Rahmen des Artenhilfsprogramms festgestellten lokalen Populationen von *G. nausithous* (vgl. Kap. 5) weniger als 700 m von der nächsten entfernt. Für die übrigen sieben betrug die Entfernung aber immerhin zwischen ca. 1,3 und 2,5 km. Dabei ist zu beachten, daß sich diese Metapopulation aufgrund der starken anthropogenen Veränderungen in diesem Ballungsraum nicht im Gleichgewicht befindet und anhand des Verbreitungsmusters von *S. officinalis* davon ausgegangen werden kann, daß die größeren Entfernungen zwischen lokalen Populationen überwiegend erst durch die zunehmende Fragmentierung entstanden sind (vgl. auch Abb. 23 in Kap. 5).

Mit der in dieser Arbeit angewandten Vorgehensweise kann, ausgehend von bestehenden Metapopulationen in Kombination mit mehrjährigen Daten zur Metapopulationsdynamik, überprüft werden, ob Isolationseffekte bei der vorliegenden Konstellation bereits einen signifikanten Einfluß auf die Inzidenzen zeigen. Der Vergleich unterschiedlicher räumlicher Metapopulationskonstellationen kann dann dazu beitragen, Entfernungsbereiche für Arten zu ermitteln, innerhalb derer nur mit geringen Effekten der Entfernung zum nächsten Teilgebiet auf die Besiedlungswahrscheinlichkeit zu rechnen ist. Für *G. nausithous* trifft dies zumindest für eine Konstellation zu, wie sie in Filderstadt anzutreffen war, bei der alle Teilgebiete nicht weiter als durchschnittlich 800 m vom nächsten besiedelten Teilgebiet entfernt waren. Auch wenn die Rekolonisationsraten entsprechend der negativen Exponentialfunktion bereits innerhalb dieses Entfernungsbereiches mit zunehmender Entfernung stark abnimmt (vgl. Abb. 21), kann davon ausgegangen werde, daß für *G. nausithous* häufige Rekolonisationsereignisse und starke Rescue-Effekte nach den vorliegenden Ergebnissen zumindest noch bis zu dieser Entfernung vom nächsten besiedelten Teilgebiet zu erwarten sind. Für die Richtigkeit dieses Ergebnisses sprechen teilweise auch die hohen Austauschraten von ca. 8 %, die Binzenhöfer (1997) in ihrer Untersuchung für *G. nausithous* zwischen Teilgebieten feststellte, die nicht weiter als ca. 600 m vom nächsten besiedelten entfernt waren. Möglicherweise kann dieser Bereich auch noch etwas größer sein. Bereits bei einer Konstellation wie in Leinfelden-Echterdingen mit vier von 15 zwischen 1000 und 1400 m entfernten Teilgebieten hatte die Entfernung aber bereits einen signifikanten Einfluß auf die Inzidenz. Nur eines dieser vier Teilgebiete, 1400 m vom nächsten besiedelten entfernt, war in einem Untersuchungsjahr nachweislich besiedelt.

Zur Relevanz der Unterscheidung der beiden Entfernungsbereiche (≤ 800 m und > 800 m)

Von Bedeutung dürfte die Unterscheidung dieser beiden Entfernungsbereiche v. a. für Metapopulationen oder Teilbereiche innerhalb existierender Metapopulationen sein, die durch überwiegend sehr kleine Populationen gekennzeichnet sind (vgl. Abb. 20c). Für sie besteht bereits für kurze Zeiträume von wenigen Jahren ein hohes Aussterberisko. Dies traf zu Beginn der Untersuchung für die beiden Teilgemeinden Filderstadt und Leinfelden-Echterdingen zu und dürfte bis heute für einen Großteil der

noch vorhandenen Populationen so sein. Entscheidende Stabilisierungseffekte im Sinne einer erhöhten Überlebenswahrscheinlichkeit gegenüber gleichgroßen isolierten Populationen durch die Existenz einer Metapopulationsstruktur sind durch hohe Rekolonisationsraten und starke Rescue-Effekte zu erwarten, wobei das Aussterben durch regelmäßige Immigration entweder vermieden wird oder Wiederbesiedlung bei geeigneten Habitatbedingungen meist umgehend (d.h. in derselben Vegetationsperiode) erfolgen kann. Dabei ist aber von entscheidender Bedeutung, daß zumindest einzelne größere lokale Reservoir-Populationen mit sehr hohen erwartbaren Inzidenzen vorhanden sind, die in den meisten Jahren potentielle Kolonisatoren produzieren können. Dies trifft nach den vorliegenden Ergebnissen zumindest dann zu, wenn bei einer einmaligen Kartierung mehr als 20 Individuen erfaßt werden können (vgl. Tab. 7).
Das solche Metapopulationsbereiche tatsächlich existieren, zeigt das Verbreitungsmuster in Filderstadt zu Beginn der Untersuchung 1987 mit sehr hohem Besiedlungsgrad zahlreicher Teilgebiete und überwiegend sehr kleinen Populationen, aber auch zwei großen lokalen Reservoir-Populationen mit mehr als 20 festgestellten Individuen (vgl. Abb. 12). Ohne das Vorkommen einer ausreichenden Anzahl von Reservoir-Populationen entsteht eine Situation, wie sie 1995 in Filderstadt beschrieben wurde, bei der für die Gesamtheit aller lokalen Populationen ein hohes Extinktionsrisiko besteht.

4.4.5. Entwicklung eines Habitatverbundkonzepts für *Glaucopsyche nausithous*

Grundlage jedes Habitatverbundkonzepts ist eine flächendeckende, möglichst gemarkungsübergreifende Kartierung aller lokalen Populationen und potentiellen Habitate einer Metapopulation (vgl. Abb. 23 in Kap. 5).

Abgrenzung von Metapopulationsbereichen (Metapopulationen 1. Ordnung), für die zu erwarten ist, daß der Einfluß der Entfernung eines Teilgebietes zum nächsten besiedelten Teilgebiet ohne signifikanten Einfluß auf die Inzidenz ist.

Für eine erste Beurteilung der Überlebenswahrscheinlichkeit unterschiedlich strukturierter Bereiche einer bestehenden Metapopulation von *G. nausithous* wird vorgeschlagen, zunächst Gruppen lokaler Populationen, für die die Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet noch ohne signifikanten Einfluß auf die Inzidenz ist, als Metapopulationen 1. Ordnung gegenüber Populationen abzugrenzen, die zwar derselben Metapopulation zugeordnet werden können, aber für die ein signifikanter Einfluß der Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet auf ihre Inzidenz angenommen werden kann (vgl. Abb. 23, Kap. 5). Für *G. nausithous* wären nach den vorliegenden Ergebnissen den Metapopulationen 1. Ordnung alle lokalen Populationen zuzuordnen, die nicht weiter als näherungsweise 800 m vom nächsten Teilgebiet entfernt sind. Für diese Bereiche sollte die Überlebensfähigkeit jeweils getrennt geprüft und entwickelt bzw. optimiert werden (vgl. Abb. 22 und Abb. 23, Kap. 5).

Insgesamt ergeben sich für *Glaucopsyche nausithous* innerhalb bestehender Metapopulationen somit bis zu vier räumliche Ebenen (vgl. Abb. 22 sowie Abb. 23, Kap. 5):

1. **Subpopulationen**: Vorkommen eines Patches innerhalb eines größeren Teilgebietes
2. **Lokale Populationen**: Einzelpopulationen oder Verbund von Subpopulationen, der durch hohe Migrationsraten zwischen 20 und 80 % (vgl. Geissler, 1990a) charakterisiert ist; im Untersuchungsgebiet ist dies die Ebene der Teilgebiete. Getrennt werden diese lokalen Populationen durch Ausbreitungsbarrieren oder größere ungeeignete Flächen. Ihre Abgrenzung ist relativ willkürlich und stark von den räumlichen Gegebenheiten abhängig.
3. **Metapopulationen 1. Ordnung:** Als solche wurden alle lokalen Populationen zusammengefaßt, die innerhalb eines Entfernungsbereiches von etwa 800 m zum nächsten besiedelten Teilgebiet liegen und für die häufige Rekolonisationsereignisse und starke Rescue-Effekte bei ausreichender Produktion von Kolonisatoren erwartet werden können.

4. **Metapopulationen 2. Ordnung:** Gruppe aller lokalen Populationen, für die noch zumindest gelegentlich Austausch erwartet werden kann. Nach den Ergebnissen der Markierungs- und Wiederfanguntersuchungen von Binzenhöfer (1997) ist dies zumindest noch bis zu einer Entfernung von 3 km zum nächsten besiedelten Teilgebiet zu erwarten. Im vorliegenden Fall ist dies die Ebene der Gesamtpopulation auf den Fildern.

In Abb. 23, Kap. 5 wurden bei der räumlichen Abgrenzung den stärker isolierten Einzelpopulationen noch diejenigen bei der Erstaufnahme nicht besiedelten Teilgebiete zugeordnet, die jeweils nicht weiter als 800 m vom nächsten entfernt sind und gemeinsam bei höherem Besiedlungsgrad zu einer Metapopulation 1. Ordnung entwickelt werden könnten.

Ableitung von Maßnahmenprioritäten

Aus folgenden aus den Ergebnissen dieser Arbeit abgeleiteten Vorgaben lassen sich Prioritäten zur Entwicklung konkreter Habitatverbundkonzepte für *G. nausithous* ableiten, die z.T. bereits erprobt wurden (vgl. Kap. 5)

1. Vorrangig ist in jedem Fall die Stabilisierung vorhandener lokaler Populationen. Erst wenn größere Populationen, für die zumindest mittelfristig hohe Inzidenzen zu erwarten sind, vorhanden sind, sollte in einem zweiten Schritt geprüft werden, inwieweit möglicherweise auch eine Reduzierung der Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet die Inzidenzen weiter erhöhen kann.

2. Möglichen Verbreitungszentren muß größte Priorität für Erhaltung und Optimierung zukommen.

3. Innerhalb der **Metapopulationen 1. Ordnung** sind nach den vorliegenden Ergebnissen ausschließlich Maßnahmen zur Stabilisierung der vorhandenen lokalen Populationen durch Erhöhung der Habitatqualität als effektive Habitatverbundmaßnahmen anzusehen. Maßnahmen mit dem Ziel der Reduktion der Entfernung zum nächsten besiedelten Patch sind dagegen innerhalb dieser Bereiche von untergeordneter Wichtigkeit.
   - Je nach Anzahl, Lage und Entwicklungspotential der Teilgebiete sowie der Größe und Bedeutung der jeweiligen Metapopulation 1. Ordnung für das Überleben der gesamten Metapopulation sollten zwei oder mehr lokale Populationen so stabilisiert werden, daß ihr Überleben mittelfristig gesichert erscheint (lokale Reservoir-Populationen), und sie als Ausbreitungszentren für die übrigen lokalen Populationen dienen können. Als grobe Näherung kann nach den vorliegenden Ergebnissen gelten: mindestens sieben Patches sollten zumindest in den meisten Jahren als potentieller Lebensraum geeignet sein, eine Wechselbrache/Extensivweide als permanent besiedelbarer, optimaler Lebensraum dienen und bei einmaligen Kartierungen zur Hauptflugzeit mehr als 20 Individuen erfaßbar sein.
   - In einem zweiten Schritt erscheint es dann sinnvoll, möglichst viele Metapopulationen 1. Ordnung durch Erhöhung des Besiedlungsgrades dazwischenliegender Teilgebiete zu größeren Metapopulationen 1. Ordnung zusammenzuführen, die durch durchschnittliche Entfernungen zwischen den Teilgebieten von weniger als 800 m gekennzeichnet sind.

4. Alle **stärker isolierten Populationen auf Ebene der Metapopulation 2. Ordnung** sollten so entwickelt werden, daß das Aussterberisioko minimiert wird und diese dann durch gelegentliche Weitstreckenwanderer wiederbesiedelt werden können. Dabei ist zu beachten, daß für diese Teilgebiete aufgrund der weiten Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet hohe Inzidenzen erst bei wesentlich höheren Patchzahlen als innerhalb von Metapopulationen 1. Ordnung zu erwarten sind.
   Sofern diese lokalen Populationen noch von entwicklungsfähigen unbesiedelten Teilgebieten umgeben sind, sollte in einem zweiten Schritt versucht werden, wieder Metapopulationsstrukturen 1. Ordnung durch Optimierung der Habitatqualität in diesen Gebieten aufzubauen (vgl. Abb. 23, Kap. 5), bzw. diese stärker isolierten Teilgebiete wie oben erläutert, an bestehende Metapopulationen 1. Ordnung durch Entwicklung dazwischenliegender Trittsteine anzubinden.

Die Frage ob die Entwicklung mehrerer kleiner oder einer großen Population für den Schutz dieser Art besser geeignet ist, läßt sich mit weder noch beantworten. Für *G. nausithous* scheint zumindest in fragmentierten Lebensräumen eine Kombination aus lokalen Populationen mit mehreren Patches, von denen zumindest einzelne größere Reservoir-Populationen beherbergen, die durch mehrere kleinere Populationen abgesichert sind und mit möglichst vielen ähnlich strukturierten lokalen Populationen eine Metapopulationsstruktur 1. Ordnung bilden, die optimale Konstellation zu sein.

Wie ein solches Habitatverbundsystem aussehen könnte, verdeutlicht Abb. 22. Die vorgeschlagenen Maßnahmen wurden z.T. bereits erprobt (vgl. Kap. 5).
Dieser idealisierte Habitatverbund läßt sich in dieser Anordnung kaum realisieren, da die Maßnahmen stark von der räumlichen Anordnung potentieller Habitate und deren Entwicklungspotential abhängen. Er kann aber objektive Entscheidungskriterien für Prioritäten liefern. Zu starre Vorgaben führen oft dazu, daß keine Maßnahme durchgesetzt werden kann (vgl. Kap. 5).

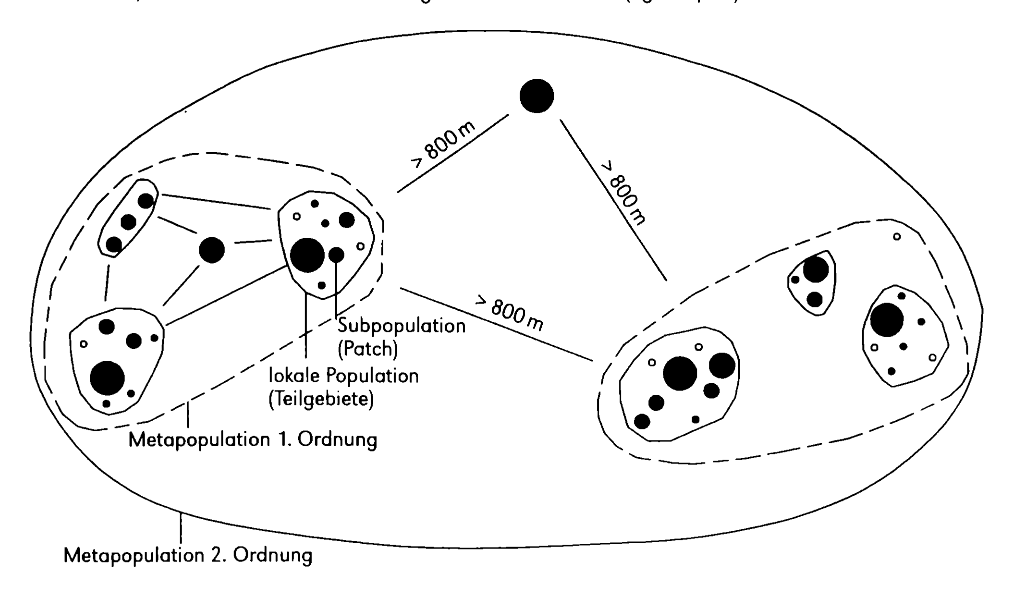


Abb. 22: Idealisierte Darstellung eines Habitatverbundsystems für *G. nausithous*, abgeleitet aus den vorliegenden Ergebnissen zur Metapopulationsstruktur.

4.4.6. Methodische Vorgaben für die Erfassung und Bewertung von *Glaucopsyche nausithous* im Rahmen landschaftsplanerischer Fragestellungen

An dieser Stelle soll auf bedeutsame, aus dieser Arbeit resultierende Aspekte für künftige Erfassungen von *G. nausithous* im Rahmen landschaftsplanerischer Fragestellungen eingegangen werden:

- Künftig sollte bei entsprechenden Vorhaben darauf geachtet werden, daß die Begehungen jeweils in der zweiten Julihälfte und nicht erst im August durchgeführt werden, um zuverlässig während der Hauptflugzeit zu kartieren.
- Eine bessere Übereinstimmung von Larval- und Imaginalhabitaten könnte durch zweimalige Begehungen erzielt werden. Ausschließlich in einem Teil der bei beiden 1988 durchgeführten Begehungen nicht besiedelten Teilgebiete konnten keine Larvalstadien nachgewiesen werden. Selbst für die einzelnen Patches ergaben Imaginalnachweise bei beiden Begehungen nahezu 100 %ige Übereinstimmung von Larval- und Imaginalhabitaten. Letztendlich kann aber erst die Kombination aus

Nutzungstyp, Mahdzeitpunkt, Anwesenheit von Imagines und des Larvalnachweises in den Pflanzen ausreichend sichere Angaben über die Eignung als Entwicklungshabitat geben.

- Die Larvalnachweise können bei Kenntnis der vorhandenen Verbreitung insbesondere für weiter entfernte unbesiedelte Habitate wichtige Hinweise zur Erreichbarkeit dieser Flächen geben, wie dies bspw. auch STEINER (1996) für den Segelfalter (*Iphiclides podalirius*) gezeigt hat. Belegte *S. officinalis* Pflanzen lassen sich mit etwas Übung relativ leicht erkennen, da die Verfärbung der reiferen Blütenknöpfe schneller ins Braune übergeht als bei nicht belegten Blütenköpfen, die sich zunächst dunkelrotbraun verfärben. Außerdem sind größere belegte Blütenköpfe meist zu einer Seite verkrümmt.
- Im Rahmen von Eingriffsplanungen muß aufgrund der extremen Variabilität der Besiedlung einzelner Patches zwischen unterschiedlichen Jahren die Bestandsbewertung künftig auf Teilgebietsebene erfolgen und wegen der engen Korrelation zwischen Patchzahl und Populationsgrößen stärker als bisher auch das Entwicklungspotential der vorhandenen Patches berücksichtigen. Seriöse Wirkungsprognosen lassen sich, in Abhängigkeit von Art und Umfang des Eingriffs, vielfach erst auf Basis großräumigerer Erfassungen erstellen, die zumindest die Metapopulationsebene 1. Ordnung berücksichtigen.
  Außerdem kann die festgestellte schnelle Besiedlungsfähigkeit nahe gelegener potentieller Habitate nach Nutzungsoptimierung bei der Planung von Ausgleichsmaßnahmen berücksichtigt werden, so daß sich diese Maßnahmen nicht unbedingt auf bereits durch *G. nausithous* besiedelte Patches beschränken müssen, sofern geeignete Reservoir-Populationen vorhanden sind (vgl. auch Kap. 5).

5. Umsetzung eines Artenhilfsprogramms für *Glaucopsyche nausithous* – Praktische Erfahrungen und erste Ergebnisse

5.1. Einleitung

1989 wurde im Auftrag der Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege (BNL), Stuttgart eine wissenschaftliche Begleituntersuchung zu einem Artenhilfsprogramm für *G. nausithous* auf den Fildern, südöstlich von Stuttgart, erstellt (vgl. GEISSLER, 1990b). Die Probleme und Erfahrungen bei der praktischen Umsetzung, eine erste Effizienzkontrolle der durchgeführten Maßnahmen und die Chancen für eine Wiederbesiedlung durch *G. teleius* sind Gegenstand dieses Kapitels.
Anlaß zur Beauftragung war die Gefährdung der beiden größten lokalen Populationen von *G. nausithous* in Filderstadt durch die geplante Bebauung (vgl. Kap. 1 und 4). Ziel des Artenhilfsprogramms ist die langfristige Sicherung der Metapopulation auf den Fildern.

Das Projekt gliedert sich in drei Phasen:

1. **Wissenschaftliche Begleituntersuchung (1989)**
   - Ergänzende Untersuchungen zur Autökologie von *G. nausithous*
   - Flächendeckende Kartierung der *S. officinalis*-Bestände und Erfassung der *G. nausithous*-Vorkommen im Filderraum, ergänzende Kontrolle ehemaliger Fundorte im Großraum Stuttgart
   - Bewertung der Habitate in Abhängigkeit von ihrer aktuellen Bedeutung, dem Entwicklungspotential und ihrer Lage
   - Maßnahmenvorschläge
2. **Seit 1989, mit Schwerpunkt 1993–1996: Umsetzungsphase**
   - Schwerpunkt der Umsetzung ist die Sicherung und Optimierung schutzrelevanter Flächen. Bis 1996 konnten für 11,2 ha Pflegeverträge abgeschlossen werden (Stand 1.1.1997).
3. **1993 bis 1996: Erfolgskontrolle der Pflegeflächen**
   - Entsprechend der Vorgehensweise in Kap. 4 erfolgte in den Jahren 1993 bis 1995 je eine Begehung aller Pflegeflächen zur Hauptflugzeit von *G. nausithous*

- Im Rahmen einer Diplomarbeit wurde u. a. die Besiedlung durch die Wirtsameisen und die potentielle Eignung der Pflegeflächen für eine Wiederansiedlung durch *G. teleius* untersucht (vgl. VENNEMANN, 1996).

Bis in die 60er Jahre war auch *G. teleius* im Stuttgarter Raum noch häufig und meist mit *G. nausithous* vergesellschaftet (SCHÄFER, 1980). Erstgenannte Art ist aber auf den Fildern inzwischen ausgestorben. Weder bei der 1987 durchgeführten Kartierung durch SETTELE & GEISSLER (1988), noch im Rahmen der Kartierungen zum Artenhilfsprogramm oder einer der übrigen im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Erfassungen konnte *G. teleius* nachgewiesen werden. Auch die Kontrolle aller bekannten ehemaligen Fundorte im Großraum Stuttgart war erfolglos. 1989 kamen aber auch keine potentiell geeignet erscheinenden großflächigeren Nutzungsmosaike mit hohem Anteil Extensivwiesen, junger Brachestadien oder Extensivweiden mehr vor; die Mähwiesen waren in der Regel zwei- bis dreischürig und wurden meist zu einheitlichen, für die Larvalentwicklung in den Blütenköpfen ungeeigneten Terminen gemäht. *G. nausithous* konnte im Gegensatz zu *G. teleius* die Phase flächendeckend ungeeigneter Mahdzeitpunkte der Mähwiesen in den selten gemähten Saumstrukturen überdauern. Die Neubaugebietsbrachen sind vermutlich erst kurz vor Beginn der Untersuchungen brachgefallen, so daß sich die großen Populationen von *G. nausithous* dort auch erst in den 80er Jahren entwickelt haben dürften (vgl. SETTELE & GEISSLER, 1988). Zu den Habitatansprüchen der beiden Arten vgl. auch Kap. 3.

5.2. Kurzfassung der Ergebnisse der wissenschaftlichen Begleituntersuchung (Phase 1)

5.2.1. Bestandserfassung

Bei der 1987 von SETTELE & GEISSLER (1988) durchgeführten Kartierung wurden bereits die noch vorhandenen Verbreitungsschwerpunkte von *G. nausithous* im Naturraum Filder erfaßt (vgl. Kap. 4 und Abb. 23). 1989 konnten auf den Fildern zwar noch weitere Wiesenknopfbestände nachgewiesen werden, von denen jedoch nur wenige Teilgebiete mit meist kleinen lokalen Populationen besiedelt waren (vgl. Abb. 23); nur in einem weiteren wurden individuenreiche Bestände nachgewiesen. Alle besiedelten Teilgebiete sind weniger als 3 km vom nächsten besiedelten entfernt, so daß es sich um eine große Metapopulation 2. Ordnung handelt (vgl. Kap. 4). Die nicht zum Verbreitungsschwerpunkt gehörenden nördlich und östlich gelegenen stärker isolierten lokalen Populationen haben nach den Ergebnissen aus Kap. 4 ein sehr hohes Extinktionsrisiko: Sie weisen meist nur einzelne oder sehr wenige Patches auf und benachbarte lokale Populationen sind außerdem in der Regel deutlich weiter als 800 m entfernt und damit außerhalb des Entfernungsbereiches, für den noch starke Rescue-Effekte und häufige Rekolonisationsereignisse erwartet werden können. Alle Gebiete mit mehr als 20 festgestellten Individuen, für die nach den Ergebnissen aus Kap. 4 hohe Inzidenzen erwartbar sind, wurden in die höchste Bewertungskategorie als Gebiete mit zahlreichen kleineren oder sehr individuenreichen Populationen eingestuft (vgl. Abb. 23).

5.2.2. Prioritätenzuweisung für die geplanten Maßnahmen

Bei der Prioritätenzuweisung für die Entwicklungsmaßnahmen wurde neben der aktuellen Bedeutung der Teilgebiete das Entwicklungspotential und ihre Lage in die Bewertung mit einbezogen (vgl. Abb. 23). Diese Einstufung erfolgte 1989 ohne Kenntnis der Ergebnisse aus Kap. 4, stimmt aber ebenso wie die Bestandsbewertung und Maßnahmenformulierung (s. u.) im wesentlichen mit diesen überein.

- **Schutzgebiete:**
  Gebiete mit bereits bestehenden sehr großen und/oder zahlreichen kleineren Vorkommen sowie Gebiete mit zumindest kleineren Vorkommen, die aufgrund des hohen Entwicklungspotentials (Anzahl potentieller Habitate) und ihrer Lage für den Gesamterhalt der Metapopulation von Bedeutung sind.

- **Entwicklungsgebiete 1. Priorität**
  Gebiete, die aufgrund der vorhandenen *S. officinalis*-Bestände noch ein vglw. gutes Entwicklungspotential aufweisen. Nicht alle Gebiete sind bereits durch *G. nausithous* besiedelt.
- **Entwicklungsflächen 2. Priorität**
  Kleinflächige Teilgebiete mit nur geringen Futterpflanzenbeständen, ohne Nachweis von *G. nausithous* und mit negativer Entwicklungsprognose

Für die Entwicklungsmaßnahmen wurden folgende Strategien verfolgt:

1. Als vorrangig wurde der Erhalt und die Optimierung der bedeutenden lokalen Populationen von *G. nausithous* und großer Gebiete mit hohem Entwicklungspotential, die in Abb. 23 als „Schutzgebiete" gekennzeichnet sind, angesehen.
2. Darüber hinaus sollte eine weitere Verinselung, insbesondere der nördlichen und östlichen lokalen Populationen (vgl. Abb. 23) verhindert werden. Dies ist nach den Ergebnissen aus Kap. 4 nur zu erreichen, wenn die Entwicklungsgebiete 1. Priorität erhalten bleiben und so entwickelt werden, daß zumindest ein Großteil in den meisten Jahren besiedelt ist und sich so Metapopulationsstrukturen 1. Ordnung entwickeln können. Aufgrund der Ausbreitungsfähigkeit dieser Art wurde davon ausgegangen, daß nicht besiedelte Standorte nach Nutzungsoptimierung zumindest mittelfristig auch wieder besiedelt werden können.

Eine Entwicklung der Entwicklungsflächen 2. Priorität schien nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand möglich, da hier bereits die Wiesenknopfbestände so beeinträchtigt waren, daß in der Regel auch die angrenzenden Nutzungen (i. d. R. Äcker) hätten verändert werden müssen (vgl. auch Kap. 4).

5.2.3. Maßnahmenvorschläge

Aus den autökologischen Untersuchungen zu *G. nausithous* wurden folgende nutzungsbezogenen Maßnahmenvorschläge abgeleitet:

- **Einrichtung von Wechselbrachen**
  Kernpunkt der Schutzmaßnahmen ist die Einrichtung von Wechselbrachen in den „Schutzgebieten" Die sich dort entwickelnden Reservoir-Populationen sollen im Katastrophenfall (z. B. einheitliche ungünstige Mahdtermine im übrigen Gebiet oder Hagelkatastrophe in benachbarten Habitaten, wodurch in einem Teilgebiet im Untersuchungsjahr der gesamte Bestand blühender Wiesenknöpfe vernichtet wurde, vgl. Kap. 4) das Überleben der Art im Untersuchungsgebiet sichern, und dauerhaft hohe Rekolonisationsraten ermöglichen.
  Es wurde vorgeschlagen, diese Brachen zunächst alle zwei Jahre etwa zur Hälfte alternierend zu mähen, so daß ein Mahdrhythmus von vier Jahren entsteht. Dieser Mahdrhythmus sollte überprüft und ggf. durch kürzere oder längere Intervalle ersetzt werden. Aufgrund der zentralen Bedeutung dieser Wechselbrachen innerhalb des Schutzkonzepts wurde vorgeschlagen, diese möglichst auf gemeindeeigenen Flächen zu entwickeln oder diese Flächen durch die Gemeinden zu erwerben.
- **Erhalt der Mähwiesen mit *S. officinalis***
  Die Mähwiesen spielen als Entwicklungspotential aufgrund ihres hohen Flächenanteils eine wesentliche Rolle für den langfristigen Erhalt der *G. nausithous*-Populationen, auch wenn sie aufgrund der ungünstigen Mahdzeitpunkte als Entwicklungshabitate überwiegend ungeeignet waren. In großen Wiesengebieten mit ausreichendem Nutzungsmosaik sind aber zumindest in den meisten Jahren einzelne Parzellen als Entwicklungshabitate geeignet. Diese stehen dann ohne zusätzlichen Pflegeaufwand kurzfristig als Lebensraum zur Verfügung.
- **Einrichtung von Mähwiesen mit angepaßten Mahdterminen**
  In besonders geeigneten Wiesengebieten sollten zusätzlich zur Einrichtung der Wechselbrachen für Einzelparzellen Pflegeverträge mit angepaßten Mahdterminen – eine Mahd im Mai und eine nicht

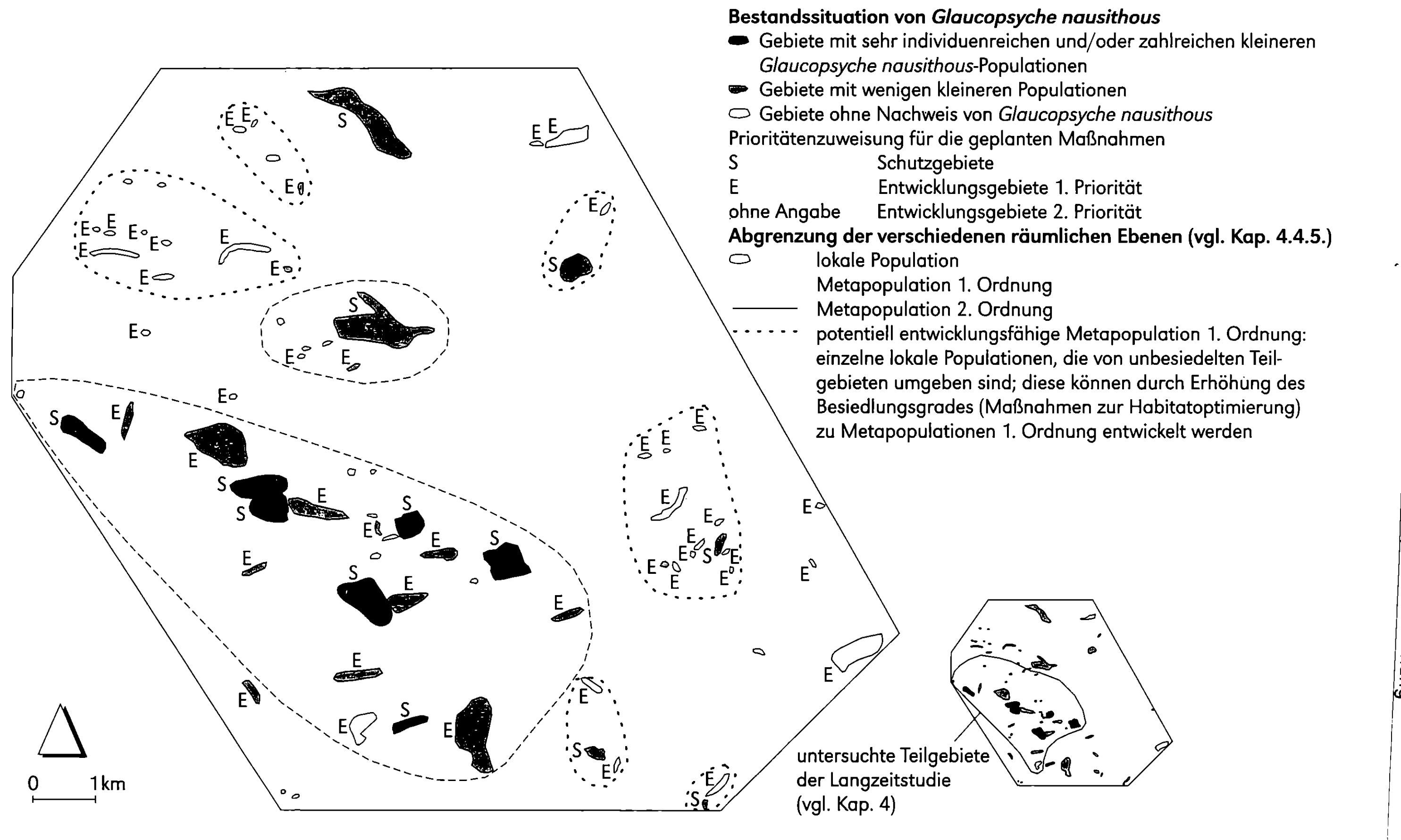


Abb. 23: Bestandssituation von *Glaucopsyche nausithous* auf den Fildern (Grundaufnahme zum Artenhilfsprogramm 1989) und Prioritätenzuweisung für die geplanten Maßnahmen.

vor Anfang September; besser aber nur eine Mahd nicht vor Anfang September abgeschlossen werden. Diese Maßnahme könnte gleichzeitig geeignet sein, potentielle Lebensräume für *G. teleius* zu entwickeln. Der ebenfalls in den Pflegeverträgen vorgeschriebene Verzicht auf Düngung zielt zum einen auf die Vermehrung der Wiesenknopf-Pflanzen (vgl. Kap. 4), die in weniger eutrophierten Wiesen bessere Wuchsbedingungen vorfinden, zum anderen auf die Wirtsameise von *G. teleius*, die an lückigere, und damit weniger nährstoffreiche Wiesen gebunden ist (vgl. Kap. 3).
Die Eignung des relativ frühen, von den Landwirten präferierten zweiten Mahdtermins für die Mähwiesen, wurde für das Untersuchungsgebiet 1988 bei der Überprüfung zahlreicher Blütenköpfe auf das Vorkommen von Entwicklungsstadien ermittelt (vgl. Kap. 4). Ende August/Anfang September konnten dabei fast ausschließlich Eischalen und Kopfkapseln der geschlüpften L3 Larven, aber keine lebenden Raupen mehr erfaßt werden. Da dies ein Jahr mit sehr langer Flugzeit der Imagines war (vgl. Kap. 4), dürfte in Normaljahren die Entwicklung in den Blütenköpfen zu diesem Zeitpunkt vollständig abgeschlossen sein, was allerdings im Rahmen der Erfolgskontrollen noch einmal überprüft werden sollte.

- **Optimierung der Saumpflege**
  In allen Mähwiesengebieten sollten außerdem extensiv genutzte Saumstrukturen mit zwei- bis dreijährigem Mahdrhythmus entwickelt werden. Die vorhandenen Böschungen und Wegraine wurden meist mit den angrenzenden Mähwiesen gemäht. Entsprechend der Grabenränder haben diese Strukturen aufgrund ihrer weiten Verbreitung als eigenständiger Lebensraum und im Sinne des Habitatverbundes eine wichtige Funktion (vgl. Kap. 4).

- **Optimierung der Grabenrandpflege**
  Für die Entwicklung der zahlreichen, überwiegend bereits durch die Gemeinden gepflegten Grabenränder wurde als Pflege einmalige späte Mahd ab September, alternierend im jährlichen Wechsel je eine Grabenseite, vorgegeben. Bei angrenzender Ackernutzung erschien außerdem die Anlage 5–10 m breiter Ackerrandstreifen (ohne Düngung und Pestizidbehandlung) sinnvoll, und für die Schutzgebiete und größeren Entwicklungsgebiete 1. Priorität sollte eine Rückumwandlung der angrenzenden Ackerflächen in Grünland angestrebt werden. In Abschnitten, die für *G. nausithous* von Bedeutung sind und bleiben sollen, muß auf Gehölzpflanzungen verzichtet werden (vgl. auch Kap. 4).
  An kleinen Wiesengräben, die meist von den Landwirten mit den angrenzenden Mähwiesen gemäht werden, wurden mindestens 5 m breite Randstreifen mit einmaliger später Mahd ab September angestrebt.

Schutzgebietsausweisung

Teile der wertvollen Bereiche sind bereits als Landschaftsschutzgebiete ausgewiesen. Zumindest die „Schutzgebiete" für *G. nausithous* (vgl. Abb. 23) sollten diesen Status erhalten, um einen Flächenumbruch der noch vorhandenen potentiellen Habitate zu verhindern und damit das noch vorhandene Entwicklungspotential mittelfristig zu sichern. Zum Schutz gegen die in Kap. 3 beschriebenen langfristigen Veränderungen der Vegetationszusammensetzung durch Intensivierung der Grünlandbewirtschaftung sind diese Ausweisungen jedoch nicht geeignet, da sich diese Nutzungsform im Rahmen der in Landschaftsschutzgebieten erlaubten „ordnungsgemäßen Landwirtschaft" bewegt. Der langfristige Erhalt der artenreichen Wiesenknopfwiesen und der *G. nausithous*-Populationen kann daher nur über eine gezielte extensive Nutzung, nicht aber allein durch Ausweisung von Landschaftsschutzgebieten erfolgen.

5.3. Erfahrungen der Umsetzungsphase (Phase 2)

Ein generelles Problem von Artenhilfsprogrammen ist ihr häufiges Scheitern durch fehlende Flächenverfügbarkeit. Es lassen sich problemlos Maßnahmenvorschläge wie in Kap. 5.2.3. erfolgt, erarbeiten,

aber nur wenn die Grundstücksbesitzer und/oder Pächter sich bereit erklären, an den Fördermaßnahmen teilzunehmen, lassen sich diese umsetzen. Das bedeutet, daß sich zwar ein wissenschaftlich optimales Schutzkonzept entwerfen läßt, dieses aber möglicherweise in der Umsetzungpshase scheitert oder sich nur stark modifiziert realisieren läßt.

Mit verschiedenen Strategien wurde versucht, die betroffenen Gemeinden zu informieren und Bereitschaft zur Teilnahme bei Grundstücksbesitzern und Landwirten zu erzielen:

1. Öffentlichkeitsarbeit
   Mit einem Artikel in den Amtsblättern der Teilgemeinden und einem Vortragsangebot wurde auf die Bedeutung der Filder und einzelner Flächen für *G. nausithous* hingewiesen und versucht Grundstücksbesitzer zur Teilnahme zu motivieren.
2. Die Umweltschutzreferate der Gemeinden wurden auf einem gemeinsamen Termin und mit einer Berichtsfassung der wissenschaftlichen Begleituntersuchung über die Ergebnisse und Ziele des Programms und ihre Möglichkeiten zur Teilnahme, zum Beispiel im Rahmen der Grabenrandgestaltung und -pflege, dem Aufkauf geeigneter Flächen für den Aufbau von Reservoir-Populationen oder dem Abschluß von Pflegeverträgen mit örtlichen Landwirten informiert.
3. Für die durch geplante Bebauungen verlorengehenden Populationen wurde versucht, Ausgleichsflächen durch Absprache mit Landwirten bereitzustellen und Vermeidungsmaßnahmen (z. B. durch Sicherung einiger Bestände durch Anlage eines Bauzauns) im Rahmen der Grünordnungspläne vorzuschlagen.
4. Den teilnehmenden Landwirten wurde bei Interesse ein eigens für dieses Programm entworfenes Schild ausgegeben, um den Grund des „unordentlichen Zustands“ der Wechselbrachen der Bevölkerung zu vermitteln und so eine größere Akzeptanz für die „fehlende Pflege“ zu erzielen.

Trotz dieser Maßnahmen konnte weder ein Verzicht auf die Bebauung der Neubaugebietsbrachen, noch auf die Bepflanzung nahezu aller Grabenränder mit Gehölzen in Filderstadt erreicht werden (vgl. Kap. 4.). Vorgeschlagene Ausgleichsmaßnahmen für die Baugebiete wurden ebenfalls nur unzureichend umgesetzt. Dies hat zu den in Kap. 4. beschriebenen Bestandseinbrüchen geführt.
Konkrete Versuche der Autorin, mit Landwirten in Filderstadt Pflegeverträge abzuschließen, zeigten ebenfalls nur wenig Erfolg. Die Ermittlung der Grundstücksbesitzer über das Grundbuchamt erwies sich als sehr zeitaufwendig; die Flächen waren zudem oft weiter verpachtet, so daß zusätzlich mit den Pächtern Kontakt aufgenommen werden mußte. Die Vertragsunterzeichnung mußte sowohl durch den Besitzer, als auch durch den Pächter erfolgen. Die fehlende Kenntnis der örtlichen Gegebenheiten erschwerten die Verhandlungen zusätzlich. Zwei Landwirte erklärten sich zwar 1989 bereit, freiwillig je eine Parzelle nur einmal im September zu mähen, waren aber nicht gewillt, entsprechende Verträge zu unterzeichnen und nach zwei Jahren wurden die Flächen wieder wie zuvor genutzt. Auch fehlt im betroffenen Ballungsraum nach mehreren Flurbereinigungsverfahren und großen Flächenverlusten im Rahmen des Autobahnbaus und der Flughafenerweiterungen die Bereitschaft zur Zusammenarbeit mit den Behörden und bei den wenigen verbliebenen Haupterwerbslandwirten z. T. auch der wirtschaftliche Spielraum, die intensive Nutzung der noch verbliebenen Wiesen einzuschränken.
Aber auch die übrigen Gemeinden zeigten zunächst überwiegend geringes Interesse an einer Realisierung des Artenhilfsprogramms. Wie viele andere sinnvolle Schutzkonzepte drohte auch dieses an der fehlenden Flächenverfügbarkeit zu scheitern.

Erst die Beteiligung eines ortsansässigen, ehrenamtlichen Naturschützers mit finanzieller Unterstützung der BNL Stuttgart (WOLFGANG FELDNER) ermöglichte auf zwei wichtigen Gemarkungen mit großen Flächenpotentialen, Plieningen und Leinfelden-Echterdingen (vgl. Abb. 24) eine umfangreiche Umsetzung des Programms. Durch das persönliche Vertrauen in die Vermittlungsperson wuchs bei einigen Landwirten „nach zähen Verhandlungen“ die Bereitschaft zur Mitarbeit. Letztendlich ausschlaggebend für den Erfolg war sicher auch die ständige Ansprache bei zufälligen Treffen auf seinen regelmäßigen Spaziergängen, so daß auch die aufwendige Suche über das Grundbuchamt entfiel. Trotzdem

waren zahlreiche Absprachen mit den Landwirten, Ortstermine zur Besichtigung der betroffenen Flächen, aber letztlich auch die Abstimmung der Pflegemaßnahmen mit den betrieblichen Gegebenheiten notwendig.
Die Bereitschaft zur Einrichtung der präferierten Wechselbrachen war äußerst gering. Die meisten beteiligten Landwirte waren zwar bereit, eine angepaßte Mähwiesennutzung zu akzeptieren, wollten aber nicht auf zumindest geringe Erträge aus diesen Flächen verzichten. So wurde ein zweistufiges Konzept ausgearbeitet, daß eine stärkere Einbeziehung von Mähwiesen erlaubte (vgl. Tab. 10). Nach Beginn des Programms waren dann mehrere Landwirte bereit, zumindest 5–10 m breite Randstreifen als Wechselbrachen mit zweijährigem Mahdrhythmus zu pflegen und zunehmend erhöhte sich auch die Bereitschaft zur Einrichtung flächiger Wechselbrachen mit zweijährigem Mahdrhythmus.

Tab. 10: Übersicht über die Vertragsbedingungen der Pflegeverträge.

Pflegetyp	Nutzungsauflagen	Entschädigungssumme/ha (Zahlung durch die BNL)
Wechselbrache (z.T. als 2–10 m breiter Randstreifen)	• keine Nutzung, Mindestpflege in Form eines einmaligen Schnitts ab 1. Oktober einmal jährlich alternierend die Hälfte der Fläche und Abfuhr des Schnittgutes	1100,– DM/ha
Mähwiese mit angepaßten Mahdzeitpunkten	• den ökologischen Zielen angepaßte Mahd: erste Mahd bis 7. Juni zweite Mahd nicht vor 1. September • keine Düngung • keine Bodenbearbeitung außer Schleppen • keine Entwässerungen	1000,– DM/ha

Die Umsetzungsphase erfolgte von 1993 bis 1996. Seither konnten in fünf Teilgebieten (vgl. Karte 1) mit 9 Landwirten für 11,2 ha (78 Parzellen) Pflegeverträge mit einem jährlichen Kostenvolumen von 10653,– DM abgeschlossen werden (Stand 1.1.1997). Als Wechselbrache werden 1,8 ha, als Mähwiese 9,4 ha genutzt.

5.4. Erfolgskontrolle der Pflegeflächen (Phase 3)

Für diesen wichtigen Teil der Untersuchung, von dem generelle Aussagen zur Effizienz und Optimierung vergleichbarer Schutzkonzepte abgeleitet werden können, standen keine finanziellen Mittel zur Verfügung. Die Erfolgskontrolle mußte deshalb auf die einmal jährliche Begehung der Pflegeflächen in den Jahren 1993 bis 1995 beschränkt werden. Aus diesem Grund sind zur Zeit keine Aussagen über die Entwicklung der nicht in Abb. 24 dargestellten Flächen möglich. Weitere sich aus der Arbeit ergebende Fragestellungen, insbesondere zur Entwicklung der Wirtsameisenbestände und zur potentiellen Eignung der Flächen als Lebensraum für *G. teleius*, wurden im Rahmen einer durch die BNL Stuttgart geförderten Diplomarbeit bearbeitet (Vennemann, 1996).

5.4.1. Entwicklung der *Glaucopsyche nausithous*-Bestände in den Pflegeflächen

In den Pflegeflächen haben sich die Bestände von *G. nausithous* in nur maximal zwei Jahren seit der seit 1993 erfolgten Umnutzung gegenüber der 1989 erfolgten Grundaufnahme um den Faktor 7,5 vergrößert (vgl. Tab. 11).
Für die Ermittlung der Nutzungsabhängigkeit der Bestandsentwicklung wurden die Individuenzahlen der Grundaufnahme von 1989 den Ergebnissen der Wiederholungskartierung von 1995 für 60 Parzellen mit 6,65 ha in den Teilgebieten 2 bis 5 gegenübergestellt. Für Teilgebiet 1 fehlt eine parzellenscharfe Grundaufnahme, und für 3,4 ha wurden erst zwischen 1995 und 1996 die Pflegeverträge abge-

schlossen. Zu den Ergebnissen vgl. auch Tab. 12. In den Wechselbrachen konnten mit durchschnittlich 25,3 Individuen/ha etwa 40 % mehr als in den Mähwiesen mit 15,3 Ind. je ha nachgewiesen werden. Das bedeutet, daß für dieselben Zuwächse in Mähwiesen mit optimierten Mahdzeitpunkten z.Zt. etwa 40 % mehr Fläche benötigt werden als in Wechselbrachen. Dies hängt vermutlich mit der in diesem Nutzungstyp i. d. R. geringeren Wirtsameisendichte zusammen (s. u. und Kap. 3). Die Auflagen wurden allerdings nicht immer eingehalten, in einigen Parzellen erfolgte eine Mahd während der kritischen Zeit, andere wurden trotz des Verbots gedüngt. Erst durch zahlreiche Kontrollen vor Ort kann die Einhaltung der Nutzungsauflagen garantiert werden. Insgesamt sind diese Entwicklungszahlen nur als erste Tendenzen zu werten. Für die meisten Flächen, insbesondere die Wechselbrachen, dürfte die Kapazitätsgrenze noch lange nicht erreicht sein. Die maximal auf den Fildern festgestellten Individuendichten lagen in den mehrjährigen Altgrasbeständen der Neubaugebietsbrachen bei ca. 150/ha.

Tab. 11: Übersicht über die Entwicklung der Bestandssituation in den Pflegeflächen.

Teilgebiet (vgl. Abb. 23)	Individuen auf den Pflegeflächen bei der Grundaufnahme 1989	Individuen auf den Pflegeflächen 1995, zwei Jahre nach Beginn der Umsetzung
1*	12	52
2	4	21
3	4	62
4	5	28
5	0	25
gesamt	25	185

(*Angaben gelten für das ganze Teilgebiet, nicht nur für Pflegeflächen; 1989 erfolgte hier keine parzellenscharfe Kartierung der *S. officinalis*- und *G. nausithous*-Bestände)

Tab. 12: Nutzungsabhängigkeit der Pflegeflächenentwicklung.

Nutzungstyp	Fläche (ha)	*G. nausithous* Ind. (1989)	*G. nausithous* Ind. (1995)	Anzahl Parzellen
2-schürige Nutzung mit angepaßten Mahdterminen	4,56 ha	1,8/ha (8 Ind.)	15,6/ha (71 Ind.)	44
Nutzungsaufgabe	2,45 ha	2,0/ha (5 Ind.)	25,3/ha (62 Ind.)	16

Bemerkenswert ist die schnelle Besiedlung der meisten umgenutzten Flächen. Von den insgesamt 24 Patches mit z. T. mehreren Parzellen waren nach nur zwei Jahren Laufzeit 19 (79 %) gegenüber sieben (29 %) bei der Grundaufnahme besiedelt. Die überwiegende Anzahl der unter Vertrag genommenen Flächen waren zwei- bis dreischürige, bei der Grundaufnahme nicht oder nur in sehr geringer Dichte besiedelte Mähwiesen, die allerdings überwiegend weniger als 200 m vom nächsten besiedelten Patch entfernt waren.

Auch erste strukturelle Änderungen in der Vegetationsdichte mit Tendenz zu einer lückigeren Vegetationsstruktur lassen sich bereits nachweisen (vgl. VENNEMANN, 1996). Hierzu hat sicherlich das Düngeverbot und der vorgeschriebene Abtransport des Mähgutes beigetragen, denn auch erste Aushagerungstendenzen durch niedrigere gewichtete Stickstoffzahlen lassen sich erkennen (VENNEMANN, 1996).

Der erste Mahdzeitpunkt war zunächst bis Ende Mai vorgegeben. Es sollte sichergestellt werden, daß die Pflanzen bis zu Beginn der Flugzeit von *G. nausithous* wieder zur Blüte kommen können. Bei den Kontrollbegehungen stellte sich aber heraus, daß dieser Termin zumindest für die meisten Wiesen zu früh ist. Dies gilt v. a. für die stärker eutrophierten, sehr wüchsigen Wiesen. Während der Hauptflugzeit der Imagines fruchtete dann bereits ein Großteil der Blütenköpfe. In den meisten Verträgen sind diese Vorgaben deshalb auf Anfang Juni (7.VI.) verändert worden (vgl. Tab. 10).

5.4.2. Entwicklung der Wirtsameisenbestände

1995 wurden die Pflegeflächen auf Vorkommen der Wirtsameisen von *G. nausithous* und *G. teleius*, *M. rubra* und *M. scabrinodis* im Rahmen einer Diplomarbeit mit Barberfallen untersucht (VENNEMANN, 1996). Vergleichende Untersuchungen fanden auch im angrenzenden Naturraum Schönbuch in einem Gebiet mit noch vorhandener Reliktpopulation von *G. teleius* statt (VENNEMANN, 1996, vgl. auch Kap. 3).

Die Wechselbrachen weisen demnach mit 52 % mit *M. rubra* belegter Fallen bereits nach zwei Jahren hohe Belegungszahlen der geeigneten Wirtsameise für *G. nausithous* auf. Die durchschnittlichen Belegungsraten von nur 36 % in den zweischürigen Mähwiesen mit angepaßten Mahdterminen sind dagegen relativ gering. Hierdurch sind vermutlich auch die durchschnittlich deutlich geringeren Falterdichten zu erklären (s. o.). Allerdings gab es auch unter den Mähwiesen bereits Flächen mit Belegungszahlen von 50–80 %, in denen auch vglw. hohe Falterdichten beobachtet wurden. Auch die Vergleichsuntersuchungen in sehr artenreichen relativ nährstoffarmen und bis vor kurzem extensiv genutzten Glatthaferwiesen im Schönbuch mit Belegungsraten von durchschnittlich 58 % zeigen, daß dieser Nutzungstyp durchaus auch hohe Belegungsraten aufweisen kann. Die Entwicklung der Wirtsameisenbestände in den Pflegeflächen des Mähwiesentyps wird überprüft werden müssen. Da keine Grundaufnahmen stattfanden, lassen sich diese Ergebnisse nur bedingt interpretieren.

Für *M. scabrinodis*, die Wirtsameise von *G. teleius*, ergaben sich für die Mähwiesen des Artenhilfsprogramms Belegungszahlen von durchschnittlich 47 %. Diese sind damit nur wenig geringer als in den Vergleichsflächen im Schönbuch mit 53 %. In Kapitel 3 wurde die Abhängigkeit der Wirtsameisen dieser Tagfalterart von der Struktur der Wiesen aufgezeigt. *M. scabrinodis* ist in besonderem Maße an lückig strukturierte, ein- bis zweimal gemähte Wiesentypen und damit an vglw. mesotrophe Stadien gebunden. Die in das Artenhilfsprogramm einbezogenen Wiesen sind zwischen den dort beschriebenen extensiv genutzten sehr lückigen und den sehr dicht strukturierten Intensivwiesen einzuordnen. Durch das Düngeverbot lassen sich für diese Art hier mit Sicherheit positive Entwicklungstrends aufgrund zunehmend lückigerer Strukturierung der Wiesen erwarten. Potentiell gut geeignet erscheinen auch die Wechselbrachen mit Belegungszahlen von durchschnittlich 56 %.

5.4.3. Synökologische Aspekte

Neben der positiven Entwicklung für *G. nausithous* haben zwei weitere in Baden-Württemberg nach EBERT & RENNWALD (1991) gefährdete Tagfalterarten von den Schutzmaßnahmen profitiert. *Lycaena tityrus* (Brauner Feuerfalter) konnte in nahezu allen Flächen des Artenhilfsprogramms in z. T. hohen Dichten festgestellt werden; *Eumedonia eumedon* (Storchschnabel-Bläuling) profitierte von den entstandenen feuchten Saumstrukturen, in denen sich auch der Sumpf-Storchschnabel, ihre Raupenfraßpflanze, in den letzten Jahren individuenreich entwickeln konnte. Diese Art wurde 1994 erstmals für die Filder wieder in Teilgebiet 5 nachgewiesen! Beide Arten sind ebenfalls an extensive Nutzungen gebunden.

5.5. Diskussion

5.5.1. Konsequenzen aus den Erfolgskontrollen

Nach nur zwei Jahren Laufzeit der Pflegeverträge konnten die Bestände erheblich vergrößert und bei den meisten zuvor unbesiedelten Mähwiesen bereits eine Besiedlung erreicht werden. 1995 wurden insgesamt 185 Individuen in den Pflegeflächen erfaßt, was in etwa der Größenordnung aller bei der Langzeitstudie untersuchten Populationen entspricht, die bei der Grundaufnahme den Verbreitungsschwerpunkt darstellten (vgl. Gesamtzahlen 1995 in Tab. 7 und Tab. 11). Damit haben die durchgeführten Maßnahmen bereits nach so kurzer Laufzeit erheblich zur Stabilisierung des Verbreitungsschwerpunktes auf den Fildern beigetragen.

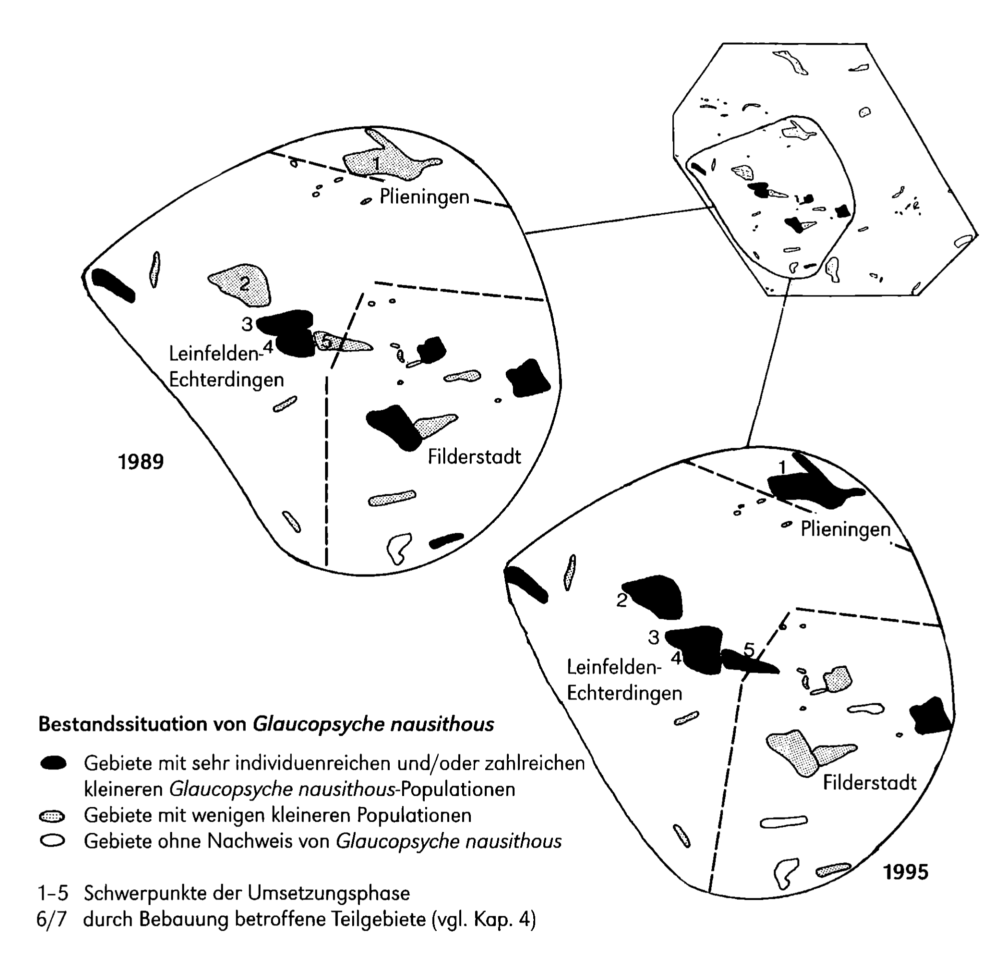


Abb. 24: Vergleich der Verbreitungssituation von *G. nausithous*: 1989 (Grundaufnahme des Artenhilfsprogramms) und 1995 (Teilgebiete der Erfolgskontrolle und der Langzeitstudie, vgl. Kap. 4).

Die in das Artenhilfsprogramm einbezogenen Teilgebiete 1–5 in Abb. 24 bilden inzwischen das Verbreitungszentrum. Sie entsprechen z. T. den Teilgebieten der Langzeitstudie (vgl. Kap. 4 und Abb. 24). Die drei Teilgebiete 1, 2, 5, in denen 1989 nur sehr kleine Populationen festgestellt wurden, haben sich zu Gebieten mit bedeutenden lokalen Reservoir-Populationen mit mehr als 20 beobachteten Individuen entwickelt. Die beiden lokalen Populationen der Teilgebiete 3 und 4 sind durch Optimierung eines zwischenliegenden Trittsteins nach der in Kap. 4 aufgestellten Definition zu einer lokalen Population verschmolzen. 1995 konnten dort insgesamt (Pflegeflächen und Patches der Langzeitstudie) ca. 140 Individuen auf 35 Patches beobachtet werden, was bei einem Populationskorrekturfaktor von 25 nach Settele (1998), (vgl. Kap. 4) eine Gesamtpopulation von etwa 3500 Individuen und damit ein sehr geringes Extinktionsrisiko bedeutet.

Die vorgeschlagenen Pflegemaßnahmen haben sich nach den ersten Ergebnissen grundsätzlich als geeignet erwiesen. Die Entwicklung der Wirtsameisenbestände in den umgenutzten Mähwiesen sollte aber kritisch verfolgt werden.
Die zunächst als Kompromißlösung gedachte Kombination von Mähwiesennutzung mit Randstreifen als Wechselbrachen hat sich als optimaler Puffer gegenüber witterungsbedingten Extremjahren

erwiesen (vgl. VENNEMANN, 1996). 1994 wurden trotz starker Niederschläge die Wiesen teilweise zum zunächst vorgegebenen erste Mahdzeitpunkt bis Ende Mai gemäht. Dabei entstanden z. T. erhebliche Schäden an der Vegetation durch tiefe Fahrspuren, die u. U. auch negative Auswirkungen auf die Wirtsameisenbestände haben können. Auch 1995 konnten die Wiesen aufgrund der anhaltenden Niederschläge Ende Mai und Anfang Juni nicht sinnvoll zum angegebenen Zeitpunkt gemäht werden. Es wurde mit den Landwirten für jenes Jahr ein späterer Mahdtermin bis Ende Juni vereinbart. Diese Wiesen gelangten dann nicht mehr rechtzeitig zum Beginn der Flugzeit zur Blüte. Dort, wo Brachestreifen vorhanden waren, nutzten die Imagines zunächst diese zur Eiablage und Nektaraufnahme. Anfang August zeigte sich ein anderes Bild. Die Pflanzen in den Randstreifen waren nahezu alle verblüht und nun hielten sich die meisten Falter in den jetzt blühenden Mähwiesen auf und fanden dort geeignete Nektar- und Eiablagepflanzen.
Beobachtungen zu witterungsabhängigen Mosaikzyklen, bei denen Flächen mit in normalen Jahren suboptimalen Bedingungen in klimatisch extremen Jahren das Überleben der Population sichern können, gibt es bspw. auch von Kalifornischen *Euphydryas*-Arten (EHRLICH & MURPHY, 1987; HARRISON et al., 1988) oder von der Libellenart *Aeshna subarctica* im Schwarzwald (STERNBERG, 1995). Es zeigt sich, daß ein größeres Spektrum von Nutzungs- oder Standortvarianten für den langfristigen Schutz von Arten vermutlich besser geeignet ist, als ausschließlich einheitliche, in Normaljahren optimale Habitate (vgl. bspw. auch CLAUSNITZER, 1996).

Auch hat sich die Annahme bereits nach zwei Jahren weitgehend bestätigt, daß sich Maßnahmen nicht auf bereits besiedelte Flächen beschränken müssen. Zumindest innerhalb besiedelter Teilgebiete können bei optimaler Kenntnis der Habitatanprüche für Arten, die stark von Nutzungseinflüssen abhängig sind, auch potentielle Entwicklungshabitate aus Gründen der Umsetzbarkeit sinnvoll miteinbezogen werden.

Ein wichtiges Ergebnis ist die Erkenntnis, daß ehrenamtliche Naturschützer mit finanzieller Unterstützung an der Umsetzung entsprechender Programme beteiligt werden sollten (vgl. bspw. auch ERZ, 1980; HECKENROTH & LÜDERWALD, 1997).

Nicht verhindert werden konnten die gravierenden Bestandseinbußen in Filderstadt (vgl. Abb. 24 und Kap. 4). Dies hat möglicherweise auch Auswirkungen auf die östlich gelegenen, 1989 bereits als instabil eingestuften isolierteren lokalen Populationen, deren Entwicklung aber z.Zt. nicht bekannt ist. Ein langfristiges Monitoring-Programm ist bereits aufgrund der im Untersuchungszeitraum erfolgten zahlreichen Änderungen (vgl. Kap. 4) unbedingt notwendig. Hierzu sollten zumindest alle fünf Jahre die Schutzgebiete und Gebiete 1. Entwicklungspriorität in einmaligen Begehungen kontrolliert und Kontakt mit den Gemeinden bezüglich durchgeführter Maßnahmen und anstehender Planungen aufgenommen werden. Auch die Vorgabe der Entwicklung von Reservoir-Populationen in allen als „Schutzgebiet" eingestuften Teilgebieten konnte für die östlich und nördlich gelegenen nicht erreicht werden.

5.5.2. Eignung der Flächen als potentieller Lebensraum für *Glaucopsyche teleius*

Ein Großteil der Pflegeflächen weist aufgrund der Wirtsameisenvorkommen und geeigneter Mahdtermine gute Entwicklungsbedingungen für *G. teleius* auf. Dabei scheinen sowohl die Mähwiesen als auch die Wechselbrachen von Bedeutung zu sein. Das Düngeverbot und der Abtransport des Mähgutes wird die Entwicklung zu den von ihrer Wirtsameise bevorzugten lückigen Vegetationsstrukturen verstärken, so daß diese Eignung in den nächsten Jahren noch zunehmen wird. Wesentlich für eine potentielle Eignung als langfristiger Lebensraum ist aber v. a. die Möglichkeit zum Aufbau einer größeren Metapopulation aufgrund der zahlreichen Patches und deren räumlicher Anordnung. Die Frage ist jedoch, ob eine natürliche Wiederbesiedlung überhaupt möglich ist.
Zwei kleine isolierte Vorkommen von *G. teleius* existieren ca. 9 km und 10,5 km von den Pflegeflächen auf den Fildern entfernt, jenseits eines großen zusammenhängenden Waldgebietes, im angrenzenden

Naturraum Schönbuch. HERMANN (mdl. Mittl.) konnte dort 1992 noch vier sehr kleine lokale Populationen feststellen, die jeweils ca. 1,5–5 km voneinander entfernt waren, von denen aber zwei mit hoher Wahrscheinlichkeit inzwischen ausgestorben sind. 1993, 1994 und 1995 konnte jeweils nur noch ein Vorkommen, 1996 und 1997 wieder zwei lokale Populationen nachgewiesen werden. Diese beiden Populationen haben aber ebenfalls ein sehr hohes Extinktionsrisiko und ohne umfangreiche Schutzmaßnahmen lassen sich auch diese langfristig nicht erhalten. In dem Gebiet, in dem *G. teleius* kontinuierlich nachgewiesen werden konnte, fanden sich jährlich nur in je einer jungen Brache geeignete Entwicklungsbedingungen. Die übrigen Wiesen waren zwei- bis mehrschürig, ihre Vegetation – sehr artenreicher Glatthaferwiesen – ließ aber noch erkennen, daß sie bis vor wenigen Jahren extensiv genutzt wurden. Im zweiten Gebiet bieten mehrjährige Brachestadien mesophiler Weiden vermutlich nur suboptimale Lebensbedingungen.
Eine natürliche Wiederbesiedlung der Pflegeflächen auf den Fildern erscheint v. a. aufgrund der geringen Anzahl möglicher Kolonisatoren, aber auch aufgrund der weiten Entfernung zur Zeit kaum möglich, kann aber auch nicht völlig ausgeschlossen werden. So konnte bspw. für die ebenfalls als standorttreu eingestufte Tagfalterart *Hesperia comma* von C. D. THOMAS & JONES (1993) innerhalb von 9 Jahren eine Kolonisation in 8,6 km Entfernung von der nächsten lokalen Population nachgewiesen werden.
Voraussetzung für eine Verbesserung der Wiederbesiedlungswahrscheinlichkeit ist die in jedem Fall notwendige Stabilisierung der beiden noch vorhandenen Reliktpopulationen im Schönbuch durch Nutzungsoptimierung zahlreicher Patches der besiedelten Teilgebiete. Dies ist auch Ziel des landesweiten Artenschutzprogramms für Tagfalter in Baden-Württemberg. Trotz umfangreicher Bemühungen des wissenschaftlichen Mitarbeiters, konnte in jedem der beiden 1996 besiedelten Gebiete allerdings bislang nur je eine Fläche unter Vertrag genommen werden (MEIER, mdl. Mittl.). Diese Maßnahmen sind für den Schutz dieser Reliktpopulationen nach den in Kap. 4 gewonnenen Ergebnissen völlig unzureichend. Nur wenn es gelingt, in beiden Gebieten je mehrere Flächen umzunutzen und dadurch jede der beiden lokalen Populationen so zu stabilisieren, daß sie nur noch geringe Aussterbewahrscheinlichkeiten aufweisen, hat diese Metapopulation mittelfristig überhaupt eine Überlebenschance.
Sollte dies gelingen, wäre in einem zweiten Schritt zu prüfen, inwieweit durch Entwicklung von zwischen den beiden Zielräumen liegenden potentiellen Habitaten, in Abständen bspw. der maximal festgestellten Ausbreitungsdistanz von 2,5 km (BINZENHÖFER, 1997), die Entfernung reduziert werden könnte. Bei einem Abstand zwischen diesen beiden Gebieten von ca. 9 km würde dies die Entwicklung von mindestens drei dazwischenliegenden Trittsteinbiotopen bedeuten. Diese wären wiederum nicht als Einzelhabitate, sondern zumindest als lokale Populationen mit mehreren Patches zu entwickeln, um zumindest mittelfristig ihr Überleben zu sichern. Tatsächlich gibt es in den Zwischenflächen bspw. ein potentiell geeignetes Gebiet, das zu den 1992 noch von *G. teleius* besiedelten gehört. Dieses ist von der noch besiedelten Fläche 5 km, vom Zielgebiet 4 km entfernt.

Im vorliegenden Fall sollte aber auch die Möglichkeit zur Wiederansiedlung von *G. teleius* auf den Fildern geprüft werden. Dies darf allerdings immer nur ein dritter Schritt sein, wenn die beiden oben genannten sich als nicht realisierbar oder ungeeignet erwiesen haben. Schritt eins und zwei ist absolute Priorität einzuräumen (vgl. auch KAULE, 1991; C. D. THOMAS, 1995). Umfangreiche Vorgaben für die Wiedereinbürgerung von Arten geben die Schriftenreihe der Naturschutzakademie Laufen (12/1981), OATES & WARREN (1990) und KAULE (1991). Wesentliche Vorraussetzungen, unter denen Wiederansiedlungen überhaupt sinnvoll und auch erfolgreich sein können, scheinen aber gegeben:

- Die Faktoren, die zum Aussterben geführt haben, wurden durch das Artenhilfsprogramm aufgehoben: die einheitliche zweischürige Mahd zu ungeeigneten Mahdzeitpunkten und die verstärkte Düngung und damit verbundene dichtere Struktur als ungünstige Bedingungen für die Wirtsameisen (vgl. Kap. 3 und VENNEMANN, 1996).
- Eine natürliche Wiederbesiedlung erscheint durch die große Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet und die geringe Anzahl möglicher Kolonisatoren in absehbaren Zeiträumen sehr unwahrscheinlich.
- Die Wiederansiedlung würde unabhängig und ergänzend zu den Schutzmaßnahmen im Naturraum Schönbuch erfolgen.

Die Bedingungen für den Erfolg einer solchen Maßnahme erscheinen optimal, sofern die Pflegemaßnahmen längerfristig gesichert werden können, da in den Pflegeflächen der Aufbau einer Metapopulation möglich wäre (s. o.). So könnten die eingesetzten Gelder optimal Verwendung finden. Die besten Erfolge für Wiederansiedlungsversuche bei Tagfaltern wurden erreicht, wenn Imagines in eine ganze Serie neuer Habitate mit der Möglichkeit zum Aufbau neuer Metapopulationen transferiert wurden (Oates & Warren, 1990; C. D. Thomas, 1995). Ein beeindruckendes Beispiel für eine gelungene Wiedereinbürgerung aufgrund der Möglichkeit zum Aufbau einer Metapopulation findet sich auch bei Clausnitzer & Berninghausen (1991), Clausnitzer (1996): Ausgehend von einer künstlichen Wiederansiedlung des Laubfrosches in einem Gewässer wurde innerhalb von 16 Jahren ein Areal mit einer Fläche von 1100 ha besiedelt.
Sollte es gelingen, die Reliktpopulation im Schönbuch wie oben beschrieben zu entwickeln, könnte diese evtl. in einigen Jahren als Spenderpopulation fungieren. Dies scheint jedoch zur Zeit wenig wahrscheinlich. Es wäre zu prüfen, inwieweit in anderen angrenzenden Naturräumen geeignete Spenderpopulationen zur Verfügung stehen, die entweder groß genug sind oder bspw. durch einen geplanten Eingriff zerstört werden. Keinesfalls darf es zu einer Schädigung der Spenderpopulation kommen. Ob eine solche Wiedereinbürgerung angezeigt ist, kann an dieser Stelle nicht geklärt, sollte aber geprüft werden. In jedem Fall sind die Maßnahmen wissenschaftlich zu dokumentieren.

5.6. Ausblick

Die Zwischenstandsanalyse zeigt, daß sich die zunächst als Kompromißlösung gedachte Kombination aus angepaßter Mähwiesennutzung mit angrenzenden Wechselbrachestreifen, im Sinne des Mosaikzyklus, als langfristig sinnvoll herausgestellt hat. Die laufenden Pflegeverträge wurden zunächst bis zum Jahr 2001 abgeschlossen. Danach sollte eine Erfolgskontrolle erfolgen, um zu entscheiden, welche Flächen im Programm belassen werden sollen und welche sich als wenig geeignet erwiesen haben.

Mittelfristig sind vier Bearbeitungsschwerpunkte zu sehen:

1. Langfristige Sicherung der Pflegeflächen und eines Teils der als „Schutzgebiete" eingeordneten lokalen Populationen als Naturschutzgebiete.
2. Einbeziehung der nördlichen und östlichen Bestände, wie dies ursprünglich geplant war (vgl. Abb. 23).
3. Angemessener Ausgleich der Verluste in Filderstadt.
4. Klärung, inwieweit Möglichkeiten zur Optimierung der Wiederbesiedlungswahrscheinlichkeit bzw. zur Wiederansiedlung von *G. teleius* gegeben sind.
   Unbedingt notwendig erscheint 8 Jahre nach der Grundaufnahme eine Kontrolle der im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht erneut untersuchten Entwicklungsflächen 1. Priorität und der Schutzgebiete, sowie die weitere Erfolgsdokumentation der Pflegeflächenentwicklung auf minimalem Level. Auch sollte weiterhin eine Kontaktperson, bei der sich die Landwirte in unklaren Situationen (s. o.) Entscheidungshilfe holen können, und die die Einhaltung der Maßnahmen kontrolliert, zur Verfügung stehen. Wichtig wäre außerdem ein regelmäßiger Rundbrief an die beteiligten Landwirte, der über die Erfolge des Programms informiert, wie dies Vennemann (1996) vorschlägt, um die Motivation der Landwirte zur Zusammenarbeit zu erhalten.

Teil III: Zur Vereinfachung systematischer Verbreitungsanalysen und zur Repräsentanz und Darstellung vorhandener Verbreitungsdaten

6. Zur Vereinfachung systematischer Verbreitungsanalysen und zur Repräsentanz und Darstellung vorhandener Verbreitungsdaten

6.1. Einleitung

In Baden-Württemberg wurden *G. nausithous* und *G. teleius* im Rahmen des Zielartenkonzepts Baden-Württembergs (ZAK) als Landesarten mit „landesweit höchster Priorität für Maßnahmen und Erhaltung ihrer Populationen" eingestuft (vgl. WALTER, 1996). Entsprechend des Maßnahmenbedarfs wurde *G. teleius* als Landesart der Gruppe A, für deren Erhaltung umgehend Artenhilfsmaßnahmen erforderlich sind und *G. nausithous* als Landesart der Gruppe B eingestuft, für die kein Bedarf für spezielle Sofortmaßnahmen ableitbar ist.
Voraussetzung für einen effektiven Schutz und für die im Rahmen des ZAKs geforderte Förderung der landesweiten Zielarten ist die möglichst umfassende Kenntnis ihrer rezenten Verbreitung und deren laufende Aktualisierung über ein landesweites Monitoringprogramm (vgl. auch RECK et al., 1996). Nur so lassen sich z. B. im Rahmen von Eingriffsplanungen oder kommunalen Artenschutzprogrammen, Biotopverbundplanungen etc. die Bedeutung, Gefährdung und Entwicklungsfähigkeit einzelner Teilpopulationen realistisch einschätzen, der jeweilige Zielerfüllungsgrad überprüfen und Bestandsentwicklungen wissenschaftlich fundiert dokumentieren (vgl. auch Kap. 4).
Das folgende Kapitel ist als Diskussionsbeitrag zu verstehen. Es soll vorhandene Defizite, aber auch mögliche Ansatzpunkte zur Verbesserung der Darstellungsform und Minimierung des Kartieraufwandes aufzeigen, ohne bereits ausgereifte Lösungen präsentieren zu können.

Erstmals wurden für Baden-Württemberg Verbreitungskarten aller Tagfalterarten im Rahmen des landesweiten Artenhilfsprogramms auf Basis vorhandener Funddaten von EBERT & RENNWALD (1991) erstellt. Datengrundlage für die „aktuellsten Fundpunkte" waren alle verfügbaren Meldungen seit 1971. Diese Datensätze sind in hohem Maße von der „Bearbeiterdichte" des jeweiligen Quadranten abhängig (vgl. SETTELE, 1990a; EBERT & RENNWALD, 1991). Die Repräsentanz der Verbreitungsangaben für die beiden *Glaucopsyche*-Arten wurde am Beispiel von 35 MTB-Quadranten (je ¼ eines Meßtischblattes der Topographischen Karten im Maßstab 1:25.000) des Mittleren Neckarraumes exemplarisch getestet. Dieser Untersuchungsraum zählt innerhalb Baden-Württembergs nach EBERT & RENNWALD (1991) zu den vglw. gut bearbeiteten Gebieten. Zur Lage der bearbeiteten Quadranten vgl. Abb. 28a.

Ein generelles Problem der Verbreitungskarten ist ihre Darstellungsweise, die zwar die Genauigkeit der vorhandenen faunistischen Datenbasis dokumentiert, als Kenntnisübersicht für die landesweiten Zielarten Baden-Württembergs aber unzureichend ist. So werden bspw. akut gefährdete Einzelvorkommen genauso dargestellt wie stabile Metapopulationen mit zahlreichen lokalen Populationen; Gebiete mit hohem Entwicklungspotential ebenso wie Gebiete, in denen nur vereinzelt potentiell geeignete Lebensräume vorkommen. Damit fehlen die wichtigsten Informationen, die zur Einschätzung der Bedeutung und Gefährdung einzelner Teilpopulationen notwendig sind. Entsprechende Karten lassen sich aber nur auf Basis systematischer Kartierungen erstellen. Im folgenden werden Vorschläge für die Darstellung entsprechender Datensätze erarbeitet und exemplarisch getestet, wie sich möglicherweise der Arbeitsaufwand für systematische Kartierungen durch die Einbeziehung weiterer landesweit verfügbarer Datensätze reduzieren läßt.

6.2. Methodik

Im Mittleren Neckarraum wurden von 1991 bis 1995 35 MTB-Rasterquadranten nach Vorkommen des Großen Wiesenknopfes und der beiden *Glaucopsyche*-Arten zur Hauptflugzeit abgesucht. Alle Saumstrukturen und Wiesen entlang der in den topographischen Karten im Maßstab 1:25.000 dargestellten Gräben, Bäche, Flüsse und die Gebiete mit Feuchtwiesensignaturen wurden systematisch kartiert, die übrigen Wiesengebiete stichprobenartig untersucht und nur bei Verdacht oder nachgewiesenen Vorkommen von *S. officinalis* systematisch bearbeitet. In Gebieten, in denen ein Vorkommen der Falter wahrscheinlich erschien, aber nicht nachgewiesen werden konnte, erfolgten in mindestens 2 Jahren, meist jeweils mehrere Begehungen.

Mit dieser Methode lassen sich größere Populationen zuverlässig erfassen, nicht ausgeschlossen werden kann aber, daß sehr kleine, isolierte Vorkommen übersehen werden (vgl. auch Kap. 4.2.2.).

6.3. Ergebnisse

6.3.1. Untersuchung zur Repräsentanz und Darstellung vorhandener Verbreitungskarten

Abb. 25a, b und 26a, b zeigen die Verbreitung von *G. nausithous* und *G. teleius* nach Ebert & Rennwald (1991) und die Ergebnisse der systematischen Kartierung in vergleichbarer Darstellung. Alle in Ebert & Rennwald (1991) seit 1971 dokumentierten Fundpunkte konnten sowohl für *G. nausithous* als auch für *G. teleius* bestätigt werden.

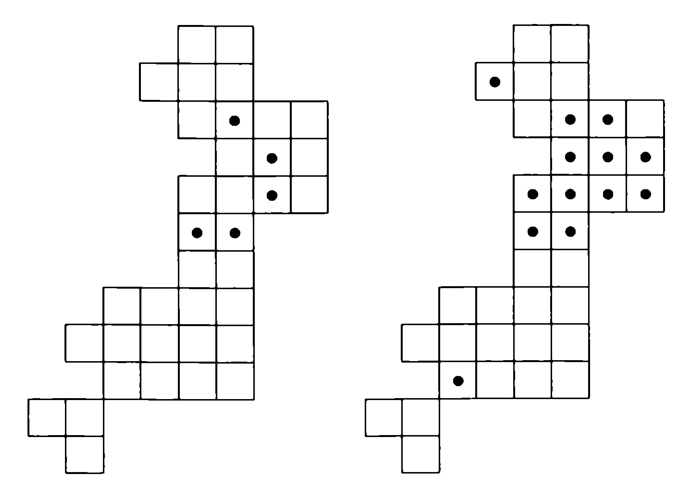


Abb. 25: Aktuelle Verbreitung von *G. nausithous* in 35 MTB-Rasterquadranten des Mittleren Neckarraumes; a: nach Ebert & Rennwald (1991) und b: nach den Ergebnissen einer 1991 bis 1995 durchgeführten systematischen Kartierung (Ausschnitt vgl. Abb. 28a).

Für *G. nausithous* lagen aus fünf Quadranten seit 1971 Fundmeldungen vor (Ebert & Rennwald, 1991). Nach den Ergebnissen der systematischen Kartierung sind 13 Quadranten aktuell besiedelt (vgl. Abb. 25b). Bislang waren danach mehr als 50 % der Vorkommen nicht bekannt.
Für *G. teleius* gab es aus dem Untersuchungsgebiet seit 1971 Fundmeldungen für einen Quadranten nach Ebert & Rennwald (1991). Systematische Kartierungen ergaben 1992 vier bestätigte Quadranten (Hermann, mdl. Mitt.). Bei den Kartierungen der Autorin konnte 1993, 1994 und 1995 nur noch einer

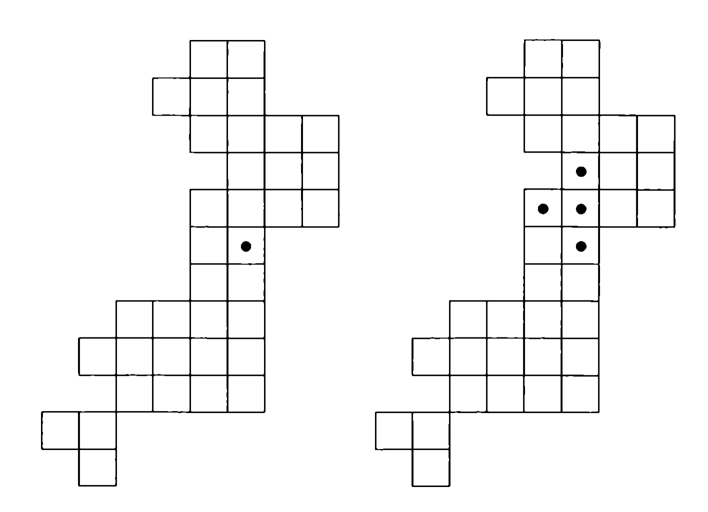


Abb. 26: Aktuelle Verbreitung von *G. teleius* in 35 MTB-Rasterquadranten des Mittleren Neckarraumes; a: nach EBERT & RENNWALD (1991) und b: nach den Ergebnissen einer 1991 bis 1995 durchgeführten systematischen Kartierung (Ausschnitt vgl. Abb. 28a).

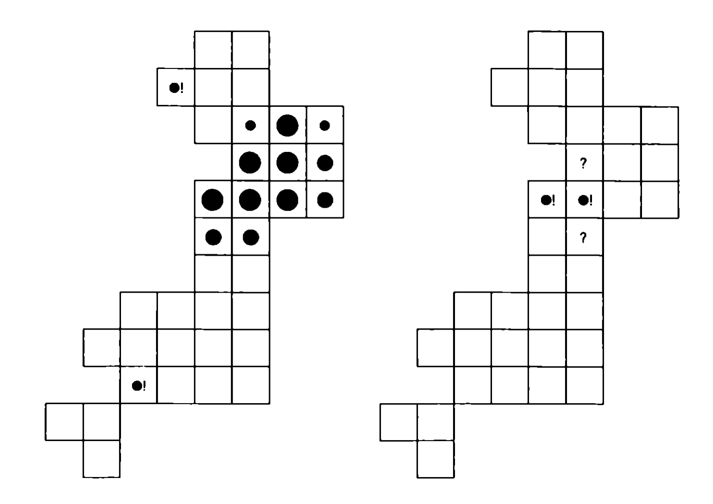


Abb. 27: Gewichtende Darstellung der Verbreitung von *G. nausithous* (a) und *G. teleius* (b) in 35 MTB-Rasterquadranten des Mittleren Neckarraumes nach den Ergebnissen einer 1991 bis 1995 durchgeführten systematischen Kartierung (zur Bedeutung der verwendeten Symbole vgl. Tab. 13.

dieser Quadranten bestätigt werden, MAIER (mdl. Mittl.) fand die Art 1996 erneut in zwei Rasterquadranten und auch 1997 konnte die Autorin Vorkommen in diesen beiden Quadranten feststellen.

Beim Vergleich der Verbreitungskarten von *G. nausithous* und *G. teleius* wird eine geringere Verbreitung von *G. teleius* deutlich; immerhin 20 % (Abb. 26a) bzw. 30 % (Abb. 26b) der Raster, die von *G. nausithous* besiedelt sind, sind aber auch von *G. teleius* besiedelt. Nicht zu erahnen ist die vollständig verschiedene Gefährdungssituation der beiden Arten im Untersuchungsraum. Der Hauptunter-

schied liegt nicht in der Anzahl der besiedelten Quadranten, sondern im Besiedlungsmuster innerhalb der einzelnen Quadranten. *G. nausithous* hat im Untersuchungsraum einen Verbreitungsschwerpunkt mit zahlreichen z. T. sehr großen Teilpopulationen mit jeweils bis zu mehreren hundert Individuen. Bei dem Vorkommen von *G. teleius* handelt es sich um vier sehr kleine Vorkommen, von denen zwei seit 1993 mit hoher Wahrscheinlichkeit bereits erloschen sind und die zwei noch existierenden Populationen ohne weitere gezielte Schutzmaßnahmen akut vom Aussterben bedroht sind (vgl. Kap. 5)!

Ein realistischeres Bild des unterschiedlichen Gefährdungspotentials und des Handlungsbedarfs vermittelt erst eine gewichtende Darstellung der Ergebnisse (vgl. Abb. 27). Zur Bedeutung der verwendeten Symbole vgl. Tab. 13.

Aus diesem Verbreitungsbild lassen sich bereits wesentliche schutzrelevante, populationsökologische Zusammenhänge ableiten:

- die extremen Unterschiede in Gesamtzahl und Größe der Teilpopulationen beider Arten,
- das zu vermutende Erlöschen der beiden Teilpopulationen von *G. teleius* innerhalb des Kartierungszeitraumes,
- die akute Gefährdung der beiden noch existierenden Teilpopulationen von *G. teleius* und der beiden isolierten Vorkommen von *G. nausithous* und der damit verbundene dringende Handlungsbedarf.

Tab. 13: Beispiele für sinnvolle Inhalte planungsrelevanter Verbreitungskarten.

Symbol	Bedeutung
x	Fundortangabe ohne Angaben zur Populationsgröße für nicht systematisch kartierte Raster
□	Abgrenzung bereits systematisch kartierter Rasterquadranten
?	gemeldetes Vorkommen, das innerhalb der letzten fünf Jahre vermutlich erloschen ist
• (klein)	Einzelvorkommen oder wenige sehr kleine Populationen
● (mittel)	mehrere kleinere, wenige größere Teilpopulationen oder eine sehr große Population
⬤ (groß)	mehrere sehr große Populationen (Verbreitungsschwerpunkt)
Zusätze:	
p	Entwicklungspotential für Ansiedlung aufgrund ausreichender Vorkommen der Raupenfraßpflanzen
+	sehr großes Entwicklungspotential, aufgrund hoher Anzahl potentieller Habitate
!	Das Vorkommen ist erkennbar ohne sofortige Hilfsmaßnahmen vom Aussterben bedroht bzw. der Lebensraum durch einen geplanten Eingriff von Vernichtung bedroht

Dies ist eine mögliche Darstellungsform. Die bereits systematisch kartierten Raster könnten z. B. dick umrandet werden. Die Definitionen der relativen Populationsgrößen müßten noch konkretisiert und bei Übertragung auf andere Arten/Artengruppen ggf. anders definiert werden.
In einer solchen Darstellung ließe sich beispielsweise auch noch das Entwicklungspotential der momentan nicht oder nur durch kleine Populationen besiedelten Quadranten über die Zusätze berücksichtigen. Dann würde in Abb. 27 außerdem noch deutlich:

- das vorhandene hohe Entwicklungspotential für *G. teleius* in den Quadranten mit nachgewiesenen Vorkommen,
- das nahezu im gesamten Untersuchungsraum vorhandene Entwicklungspotential für *G. nausithous*, da diese Art auch lokal auftretende Wiesenknopfvorkommen z. B. in Saumstrukturen von Entwässerungsgräben dauerhaft besiedeln kann,
- das nur in vglw. wenigen Quadranten vorhandene Entwicklungspotential für die Art *G. teleius*, die auf Vorkommen ihrer Futterpflanze in größeren extensiven Nutzungskomplexen angewiesen ist (vgl. Kap. 3.).

6.3.2. Ansätze zur Minimierung des Kartieraufwandes bei systematischen Bestandserfassungen

Der geringe Kenntnisgrad der tatsächlichen Verbreitung zeigt die Notwendigkeit systematischer Kartierungen der landesweiten Zielarten Baden-Württembergs. Entsprechende Kartierungen sind mit einem hohem Arbeitsaufwand verbunden. Im folgenden sollen Möglichkeiten zur Eingrenzung der zu bearbeitenden Quadranten geprüft werden. Arbeitshypothese ist, daß sich zumindest für manche Arten mit Hilfe weiterer landesweit erhobener Datensätze die gezielte Suche nach bislang unbekannten Vorkommen effizienter gestalten läßt. Solche Datensätze sind bspw. Verbreitungskarten von Raupenfraßpflanzen für mono- oder oligophage Tagfalterarten (SEBALD et al., 1990 ff.). So ist der Kenntnisstand der Verbreitung von Pflanzenarten durch die höhere „Botanikerdichte" in der Regel wesentlich besser als für die meisten Tierartengruppen. Weitere landesweit verfügbare Datengrundlagen sind bspw. die landesweite Biotopkartierung, die ökologische Standorteignungskarte für den Landbau in Baden-Württemberg, Maßstab 1:250.000 nach WELLER (1990), das digitale Höhenmodell des Landesvermessungsamtes oder die Nutzungskarte des Deutschen Wetterdienstes).

Eine mögliche Reduzierung des Bearbeitungsaufwandes wurde am Beispiel von *G. nausithous* für Baden-Württemberg durch Abgleich der aktuellen Fundpunkte nach EBERT & RENNWALD (1991); (vgl. Abb 5a), mit der

- Verbreitungskarte von *S. officinalis* nach SEBALD et al. (1990); (vgl. Abb. 28b) und
- einer digital erstellten Karte potentieller Standorte (vgl. Abb. 28c)

exemplarisch getestet.

Die Karte potentieller Standorte wurde auf Basis der ökologischen Standortkarte nach WELLER (1990) in Kombination mit dem digitalen Höhenmodell zur Abgrenzung von Höhen unter 700 m und der Nutzungskarte des Deutschen Wetterdienstes zur Abgrenzung des Offenlandes erstellt. Dargestellt sind alle Standortkomplexe, die vorherrschend (d.h zu über 50 % der Fläche) die in Abb. 28c aufgeführten Kriterien erfüllen (vgl. auch RECK et al., 1996).

Der geringste Arbeitsaufwand, aber auch die höchste Fehlerquote ergibt sich für die Reduzierung des Kartierungsaufwandes bei Überlagerung der Fundpunkte nach EBERT & RENNWALD (1991) mit der Verbreitung potentieller Standorte auf Grundlage der ökologischen Standortkarte. Voraussetzung für ihre Anwendbarkeit ist eine enge Bindung an bestimmte Standortfaktoren, deren detaillierte Kenntnis, sowie die Übersetzbarkeit der relevanten Standortfaktoren in die Standortcharakterisierung des Datensatzes. So ist beispielsweise die Feuchteskala von 1-9 (äußerst trocken bis naß), wie sie von WELLER (1990) klassifiziert wurde als Relativskala auf das ganze Land Baden-Württemberg bezogen. Etwaige regionale Verschiebungen der Ansprüche von Arten sind nicht erfaßbar.
In positiver Rückkopplung mit den bereits vorhandenen Fundortkarten werden die Standortfaktoren entsprechend der bekannten Habitatansprüche nach und nach variiert, bis alle bisherigen Fundpunkte innerhalb des Verbreitungsmusters liegen. In einem zweiten Arbeitsschritt lassen sich dann Bereiche mit hohem Potential aber fehlendem Nachweis abgrenzen, die dann gezielt kartiert werden können.
Der Nachteil dieser Methode liegt v. a. im kleinen Maßstab durch Auswertung nur stark prägender Standorteigenschaften größerer Standortkomplexe. Vielfach als Lebensraum für Tagfalter ausreichende örtliche Ausprägungen bestimmter Standortfaktoren lassen sich so nicht erfassen und können zu Lücken im potentiellen Verbreitungsbild führen (vgl. auch OSINSKI, 1996). Einer der Verbreitungsschwerpunkte von *G. nausithous* ließ sich so beispielsweise nicht erfassen (vgl. Abb. 28a).

Nach der Verbreitungskarte von *S. officinalis* nach SEBALD et al. (1990) sind mit 713 Quadranten 61 % der Landesfläche Baden-Württembergs potentiell als Lebensraum geeignet. Hierunter finden sich aber möglicherweise auch Raster, in denen *S. officinalis* so vereinzelt vorkommt, daß sie als potentieller Lebensraum für *G. nausithous* ungeeignet sind, sowie Raster, die nicht ausreichend bearbeitet wurden.

Tab. 14: Vergleich der aktuellen Fundpunkte von *G. nausithous* aus EBERT & RENNWALD (1991) mit der Verbreitung der Raupenfraßpflanze nach SEBALD et al. (1990) und potentiell geeigneten Standorten nach der ökologischen Standortkarte (WELLER, 1990).

Methode	zu bearbeitende Quadranten (in % der gesamten Quadranten Ba-Wü's)	Anzahl Quadranten, die mit Fundpunkten von *G. nausithous* übereinstimmen	nicht erfaßte Fundpunkte von *G. nausithous*	Fehlerquote
Quadranten mit Vorkommen von *S. officinalis* (vgl. Abb. 5b)	713 (61%)	110	9	7,6%
Quadranten mit potentieller Eignung nach der Ökologischen Standortkarte (vgl. Abb. 5c)	675 (58%)	102	17	16,7%
Quadranten mit Vorkommen von *S. officinalis* oder potentieller Eignung nach der Ökologischen Standortkarte	771 (66%)	116	3	2,5%

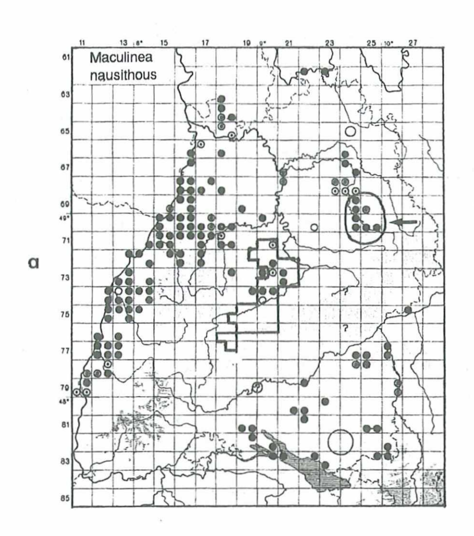
Die zuverlässigste, wenn auch arbeitsaufwendigste Methode ist mit 771 bearbeiteten Quadranten und einer Fehlerquote von nur 2,5 % bei drei nicht nachgewiesenen Quadranten von *G. nausithous* die Kombination beider Grundlagen durch Bearbeitung aller Raster, in denen *S. officinalis* oder eine potentielle Standorteignung nachgewiesen werden konnte. Dabei hätten 66 % der Landesfläche systematisch bearbeitet werden müssen. Dies erscheint damit die fachlich angemessenste Vorgehensweise.

6.4. Diskussion

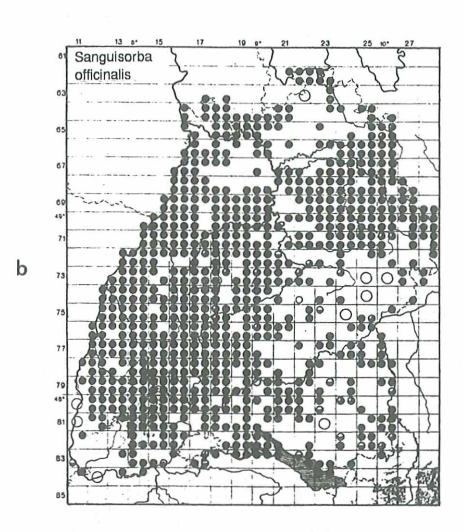
Die geringe Übereinstimmung der Ergebnisse bereits bekannter Fundorte aus EBERT & RENNWALD (1991) und der durchgeführten Kartierung macht die Notwendigkeit einer systematischen, landesweiten Grundaufnahme für die Zielarten Baden-Württembergs deutlich. Umfangreichere Kartierungen noch vorhandener Lebensräume erfolgen für einen Teil der landesweiten Zielarten zur Zeit im Rahmen der Umsetzung des landesweiten Artenschutzprogramms. Sollen ihre Belange wie im Zielartenkonzept Baden-Württemberg gefordert, auf allen Ebenen der Landschaftsplanung ausreichend berücksichtigt werden (RECK et al., 1996), müssen diese Kartierungen noch systematisiert werden und die Ergebnisse in aussagekräftigen fortschreibungsfähigen, und v. a. verfügbaren Verbreitungskarten dokumentiert werden. Notwendig ist eine Fortschreibung und Veröffentlichung der aktualisierten Daten in regelmäßigen Abständen. Nur auf einer solchen Basis lassen sich auch Bestandsänderungen wissenschaftlich fundiert dokumentieren (vgl. auch BLAB & NOWAK, 1983; SETTELE, 1990a).

Für andere Naturgüter wie bspw. Klima, Wasser und Luft existieren bereits entsprechende kontinuierliche Meßprogramme als Grundlage für ein Umweltmonitoring. Die Verbesserung der Gewässergüte seit Einführung der regelmäßigen Gewässergütekartierungen zeigt, wie sehr das menschliche Tun auch von der Möglichkeit abhängt, positive Entwicklungstrends dokumentieren und nicht zuletzt auch politisch vermarkten zu können. Die Darstellungsform der bisherigen Verbreitungskarten ist aber aufgrund ihrer hierarchischen Struktur nicht in der Lage, positive Bestandsentwicklungen durch Ausbreitung von Arten zu dokumentieren (SETTELE, 1990a). Sichtbar wird jeweils nur der neueste Nachweis, nicht aber, ob die Quadranten bereits früher besiedelt waren. Dies läßt sich nur erkennen, wenn sie aktuell nicht mehr besiedelt sind. Ebenso sind die bislang üblichen Verbreitungskarten ungeeignet, Bestandsänderungen innerhalb eines Quadranten darzustellen; allerdings hätte die zugrundeliegende

a



b



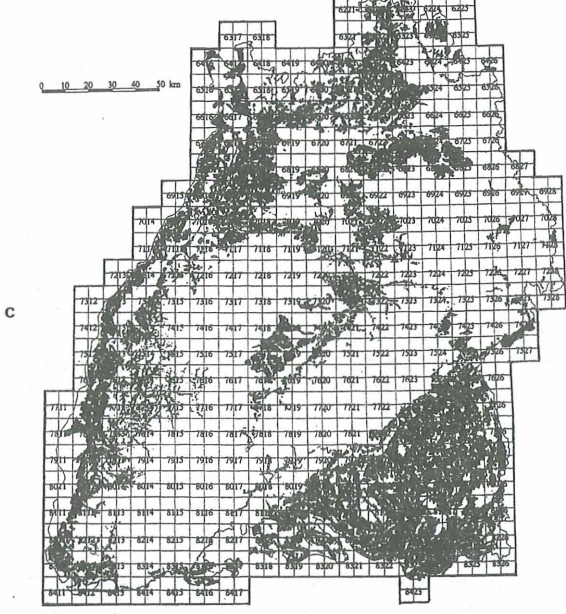
zu Abb. a:

□ systematisch kartierte MTB-Quadranten (vgl. Abb. 25–27)

← Verbreitungsschwerpunkt von *G. nausithous*, der bei der Auswahl potentieller Standorte nicht erfaßt werden konnte

Potentielle Standorte von *Glaucopsyche nausithous*

c



Bearbeitung: L. Osinski, U. Kick

Kriterien:
- Bodenart: lehmig-schluffig-tonige-sandige/lehmige und lehmig/sandige Böden
- Trophie: gering–groß
- Offenland
- Höhen unter 700 m NN

Abb. 28: Vergleich der aktuellen Verbreitung von *Glaucopsyche (Maculinea) nausithous* in Baden-Württemberg nach Ebert & Rennwald (1991) „a" mit der Verbreitung von *S. officinalis* nach Sebald et al. (1990) „b" und der Verbreitung potentieller Standorte „c".

Datenbasis entsprechend detaillierte Aussagen auch nicht erlaubt. Beide Entwicklungstrends lassen sich durch gewichtende Verbreitungsanalysen und Gegenüberstellung der Verbreitungskarten z. B. in fünfjährigen Abständen dokumentieren.

Gerade für den Schutz der hochgradig gefährdeten Arten der Kulturlandschaft ist die systematische Erfassung und das Monitoring ihrer Bestände essentiell. Nur ein geringer Teil ihrer Gefährdung entsteht durch Eingriffe im Sinne § 8 BNatSchG. Die Vernichtung ihrer Lebensräume erfolgt meist unbemerkt durch kontinuierlich wirkende, langsame Änderungen ihrer Nutzung (vgl. Kap. 3, 4, 5). Nur bei Kenntnis der rezenten Lebensräume und einem laufenden Monitoring lassen sich diese Entwicklungen erfassen und bezüglich der Gefährdung angemessen interpretieren. Ohne Kenntnisnahme wäre auch die Population von *G. teleius* im Untersuchungsgebiet mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit in den nächsten Jahren ausgestorben (vgl. Kap. 5) und die negative Bestandsentwicklung von *G. nausithous* in Filderstadt nicht erkannt worden (vgl. Kap. 4).
Die Verwendung vorhandener landesweiter Datensätze kann bspw. zur Reduzierung des Arbeitsaufwandes systematischer Bestandserfassungen für Arten, die eng an bestimmte Standortbedingungen oder Pflanzenarten gebunden oder nur in bestimmten Höhenstufen anzutreffen sind, beitragen. Allerdings ist eine entsprechende Vorgehensweise zur Zeit noch mit vglw. hohen Fehlerquoten verbunden. Bei höherer Auflösung der Ausgangsdaten könnten bessere Ergebnisse erreicht werden. Erfolgversprechend erscheint bspw. die Auswertung von Nutzungsdaten über Satellitenbildklassifizierungen in höherer Auflösung (OSINSKI, mdl. Mittl.; KUHN, 1998).

7. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

7.1. Zusammenfassung

Gegenstand der vorliegenden Arbeit ist der effektive Schutz der europaweit als „vom Aussterben bedroht" eingestuften Tagfalterarten *Glaucopsyche nausithous* und *Glaucopsyche teleius* im Kontext der Landschaftsplanung. Lebensraum beider Arten sind extensiv genutztes Feuchtgrünland mit Vorkommen der gemeinsamen Raupenfraßpflanze *Sanguisorba officinalis*. Sie gehören damit zu den Tagfalterarten, deren Lebensräume durch die moderne Landwirtschaft beansprucht werden. Den Großteil ihres Lebenszyklus verbringen sie in Bauten unterschiedlicher Wirtsameisenarten der Gattung *Myrmica*.

Teil I der Arbeit (vgl. Kap. 3) befaßt sich mit der differenzierenden Analyse der Habitatpräferenzen, ökologischen Nischen und Gefährdungsursachen von *G. nausithous* und *G. teleius*. Obwohl beide scheinbar identische ökologische Nischen besetzen, wiesen mehrere Bestanderhebungen darauf hin, daß *G. teleius* wesentlich stärker gefährdet zu sein scheint als *G. nausithous*. Möglichen Ursachen und den sich daraus ergebenden Konsequenzen für die Gefährdungssituation und für effektive Schutzmaßnahmen nachzugehen, war Ziel dieses Kapitels. Es wurden Untersuchungen zur Habitatpräferenz, räumlichen Verteilung und Ethologie der Imagines sowie zur Habitatpräferenz ihrer beiden Hauptwirtsameisenarten *Myrmica rubra* und *Myrmica scabrinodis* durchgeführt.
Die stärkere Gefährdung von *G. teleius* gegenüber *G. nausithous* hat sich auch im Rahmen der vorliegenden Untersuchung bestätigt. Die unterschiedliche Gefährdungssituation entscheidend beeinflussender Faktor ist die größere Stenökie der Wirtsameise von *G. teleius*. Es ergaben sich signifikante Unterschiede für die Auffindwahrscheinlichkeit der Raupen durch die geeigneten Wirtsameisen in Abhängigkeit von der jeweiligen Nutzung der Wiesenknopfhabitate. Während die Wirtsameise von *G. nausithous* (*M. rubra*) in allen untersuchten Nutzungsvarianten mit Ausnahme der Intensivwiesen

(27 %) in einem hohen bis sehr hohen Anteil der Fallen (65-79 %) nachgewiesen werden konnte, traf dies für die Wirtsameise von *G. teleius* (*M. scabrinodis*) nur für die Extensivwiesen und Extensivweiden mit 63 % bzw. 73 % zu. In den übrigen Nutzungsvarianten (Intensivwiesen, ältere Wiesenbrachen, Grabenränder) war nur ein geringer Teil der Fallen (29-36 %) belegt. Im Rahmen einer Diplomarbeit ergaben sich außerdem auch hohe Auffindwahrscheinlichkeiten für junge Brachestadien (VENNEMANN, 1996). Ausschlaggebend für die Besiedlung der Wiesenknopfhabitate durch die Wirtsameisen ist für *M. rubra* v. a. die Nutzungshäufigkeit, für *M. scabrinodis* außerdem eine relativ lückige Vegetationsstruktur.
Diese Ergebnisse erklären auch das in den untersuchten Mainauen festgestellte unterschiedliche Verbreitungsmuster beider Tagfalterarten: *G. teleius* kam dort nur noch in einem eng begrenzten zentralen Bereich mit hohem Anteil vglw. lückig strukturierter Extensivwiesen vor, während *G. nausithous* entlang der dichtstrukturierten hochwüchsigen Grabenränder und älteren Brachestadien nahezu kontinuierlich im Untersuchungsgebiet verbreitet war.
Im Rahmen der Diskussion werden Konsequenzen für die Gefährdungssituation, eine Entwicklungsprognose, Vorschläge für geeignete Schutzmaßnahmen sowie Hypothesen zur Konkurrenzsituation (ökologischen Einnischung) der beiden Arten abgeleitet.

Teil II der Arbeit (vgl. **Kap. 4** und **5**) befaßt sich mit den Auswirkungen anthropogener Veränderungen auf eine Metapopulation von *G. nausithous* im Naturraum Filder (südöstlich von Stuttgart). *G. teleius* ist dort bereits ausgestorben.

In **Kapitel 4** werden die Ergebnisse einer 9jährigen Studie von 138 Patches in zwei Teilgemeinden vorgestellt. Es erfolgt eine Analyse der Hauptgefährdungsfaktoren sowie der Wirkung unterschiedlicher Biotopverbundkonzepte. Anlaß zur Untersuchung war die unzureichende Abschätzbarkeit der Auswirkungen nach Verlust dreier Hauptvorkommen durch Bebauung kleinflächiger Brachen.
Als Hauptgefährdungsfaktoren wurden Bebauung und im Rahmen einer Biotopverbundplanung erfolgte Gehölzpflanzungen entlang der Grabenränder, die im Untersuchungsgebiet einen Großteil der Lebensräume von *G. nausithous* darstellen, ermittelt. In der durch diese beiden Maßnahmen betroffenen Teilgemeinde haben sich die Bestände während des Untersuchungszeitraumes halbiert, und es sind insgesamt 30 von ursprünglich 62 Patches verloren gegangen.
Von Bebauung waren wenige Patches mit hohen Populationsanteilen betroffen. Die Auswirkungen hätten bei Durchführung geeigneter Ausgleichsmaßnahmen aber vollständig kompensiert werden können. Die Gehölzpflanzungen haben sich dagegen v. a. durch die hohe Anzahl verlorener Patches gravierend auf die Metatpopulationsstruktur in der betreffenden Gemeinde ausgewirkt. Dies hat zum Verlust von drei der ursprünglich 13 lokalen Populationen, einem erhöhten Aussterberisiko der verbliebenen Populationen durch Abnahme der zur Verfügung stehenden Patches von durchschnittlich 4,8 auf 2,5 und zu einer verstärkten Isolation der lokalen Populationen durch Reduktion des Besiedlungsgrades der vorhandenen Teilgebiete von 85 % auf 38 % geführt. Ohne geeignete Maßnahmen muß mit dem Aussterben der noch vorhandenen lokalen Populationen dieser Teilgemeinde gerechnet werden.
Durch Optimierung der Grabenrandpflege hat sich dagegen in der zweiten untersuchten Teilgemeinde die Summe der beobachteten Individuen während des Untersuchungszeitraumes verdoppelt und der Besiedlungsgrad um ca. 30 % erhöht.
Diese Ergebnisse machen die Notwendigkeit übergeordneter Zielvorgaben für einen effektiven Artenschutz deutlich. Es wird vorgeschlagen, künftig zwischen landschaftsästhetischen Planungen mit möglicherweise gravierenden negativen Folgen für den Naturschutz, unspezifischen Biotopverbundplanungen, die sich auf die Optimierung vorhandener Strukturen beschränken und Habitatverbundplanungen als fundierte Fachplanungen zu unterscheiden. Ausschließlich letztere ist geeignet, auch hochgradig gefährdete Arten gezielt zu fördern.
Die Analyse der die Metapopulationsdynamik und damit verbunden die Inzidenz (Antreffwahrscheinlichkeit = indirektes Maß für die Überlebenswahrscheinlichkeit) der lokalen Populationen beeinflussenden Faktoren Habitatqualität, Flächengröße und Entfernung zwischen den lokalen Populationen erfolgte mittels einfacher und multipler Regressionsanalysen. Demnach ist die Anzahl Patches ein

integrierendes Maß für Habitatqualität und Flächengröße. Alle Teilgebiete mit einer durchschnittlichen Patchzahl von mindestens sieben waren während des gesamten Untersuchungszeitraumes nachweislich besiedelt.
Aus der Analyse der die Populationsdynamik beeinflussenden Faktoren wurden Vorgaben zur Entwicklung von Habitatverbundkonzepten für *G. nausithous* abgeleitet. Die Ergebnisse der multiplen Regressionsanalysen weisen darauf hin, daß innerhalb bestehender Metapopulationen unterschiedlich relevante Entfernungsbereiche existieren, die für die Zuweisung von Maßnahmenprioritäten im Rahmen des Habitatverbundes von Bedeutung sind. Während für die eine Gemeinde mit durchschnittlich nicht weiter als 800 m voneinander entfernten lokalen Populationen die Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet ohne signifikanten Einfluß war, ergab sich ein solcher für die andere Gemeinde, in der vier der 15 Teilgebiete zwischen 1000 und 1500 m vom nächsten besiedelten entfernt waren.
Für die Planung eines Habitatverbundes sollten deshalb Gruppen lokaler Populationen, die nicht weiter als näherungsweise 800 m voneinander entfernt sind, als Metapopulationen 1. Ordnung zusammengefaßt werden. Für diese kann nach den vorliegenden Ergebnissen davon ausgegangen werden, daß die Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet noch ohne signifikanten Einfluß auf die Inzidenz ist und hohe Rekolonisationswahrscheinlichkeiten und starke Rescue-Effekte bei ausreichender Produktion von Kolonisatoren zu erwarten sind. Diese können dann gegenüber lokalen Populationen abgegrenzt werden für die einerseits zwar noch gelegentlicher Austausch erwartet werden kann, andererseits aber die Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet bereits einen signifikanten Einfluß auf die Besiedlungswahrscheinlichkeit hat (Metapopulationbereiche 2. Ordnung).
Für erstere haben aufgrund der bereits bestehenden ausreichenden Durchlässigkeit der Landschaft (Connectivity) Maßnahmen zur Optimierung der Habitatqualität Vorrang; für außerhalb dieser Bereiche liegende lokale Populationen sind dagegen unter bestimmten Vorraussetzungen auch die Entwicklung von Trittsteinbiotopen zur Reduktion der Entfernung zum nächsten besiedelten Teilgebiet prioritär. Eine entsprechende Abgrenzung erfolgt am Beispiel der Metapopulation auf den Fildern.
Aus den Ergebnissen der Langzeitstudie werden außerdem methodische Vorgaben für die Erfassung und Bewertung von *G. nausithous* im Rahmen landschaftsplanerischer Fragestellungen abgeleitet.

Thema von **Kapitel 5** sind praktische Erfahrungen und erste Ergebnisse eines Artenhilfsprogramms für *G. nausithous* auf den Fildern. Die Ergebnisse einer 1989 durchgeführten Begleituntersuchung werden kurz zusammengefaßt, Erfahrungen der Umsetzungsphase und die Ergebnisse einer Erfolgskontrolle vorgestellt. Von entscheidender Bedeutung für die praktische Umsetzung war die Mitarbeit eines ehrenamtlichen ortskundigen Naturschützers, dessen Engagement es zu verdanken ist, daß mittlerweile für ca. 11,2 ha mit 78 Parzellen Pflegeverträge abgeschlossen werden konnten. Die durchgeführten Maßnahmen haben sich prinzipiell als effektiv herausgestellt. Bemerkenswert war u. a. die schnelle Besiedlung vieler vor der Umnutzung unbesiedelter Flächen. Außerdem hat sich die zunächst als Kompromiß gedachte Kombination von angepaßter Mähwiesennutzung und kleinen Wechselbrachestreifen als langfristig sinnvoll herausgestellt, um die Auswirkungen jährlicher Witterungsschwankungen besser abpuffern zu können. Bereits zwei Jahre nach Umsetzung haben sich die am Artenhilfsprogramm beteiligten fünf lokalen Populationen zum Verbreitungsschwerpunkt auf den Fildern entwickelt.
Die Pflegeflächen weisen außerdem eine hohe Eignung als potentieller Lebensraum für *G. teleius* auf. Möglichkeiten für eine natürliche Wiederbesiedlung oder eine gezielte Wiederansiedlung werden diskutiert.

Teil III der Arbeit (vgl. Kap. 6) befaßt sich mit der Repräsentanz vorhandener Verbreitungskarten von *G. teleius* und *G. nausithous* am Beispiel von 33 systematisch kartierten Rasterquadranten. Zu einem Großteil der besiedelten Rasterquadranten lagen bislang keine Fundmeldungen vor. Für einen effektiven Schutz dieser Arten sind systematische Kartierungen und ein Monitoringprogramm mit regelmäßiger Aktualisierung notwendig. Es wurden Vorschläge für aussagefähigere Darstellungsformen der Verbreitungskarten erarbeitet und Möglichkeiten geprüft, über die Verwendung landesweit verfügbarer digitaler Datensätze zur Vorauswahl potentiell geeigneter Standorte eine Reduktion des Kartieraufwandes bei systematischen Bestandserfassungen zu erreichen.

7.2. Schlußfolgerungen

Der anhaltende Verlust von Arten läßt Zweifel an der Effizienz der bislang praktizierten Naturschutzmaßnamen aufkommen (vgl. z. B. MÜHLENBERG & HOVESTADT, 1991; SETTELE et al., 1996). Aus fünf Gründen ist dies offensichtlich berechtigt:

1. Eine **weitgehende Reduktion der Naturschutzaktivitäten auf Einrichtung von Naturschutzgebieten** bei gleichzeitiger Intensivierung der übrigen Flächen führt zunehmend zu isolierten Populationen, die aber nach den Ergebnissen der Metapopulationsforschung langfristig für viele Arten nur sehr geringe Überlebenschancen zu haben scheinen (vgl. Kap. 4).

2. Das **Fehlen verbindlicher, übergeordneter Zielkonzepte,** in die die kommunalen Naturschutzfachplanungen eingebunden werden, „ermöglicht" gravierende Bestandseinbußen von Arten mit überregionaler Bedeutung, wie im Falle der erfolgten Gehölzpflanzungen für *G. nausithous* (vgl. Kap. 4).

3. **Fehlende Erfolgskontrollen** haben eine geringe Effizienz der zahlreichen durchgeführten Maßnahmen zur Habitatoptimierung zur Folge. So sind Fehlinvestitionen aufgrund ungenügender Kenntnisse im Naturschutz keine Ausnahme (vgl. auch J. A. THOMAS, 1996; HENLE et al., 1995) und möglicherweise sogar eher der Regelfall, wie die wenigen Ergebnisse durchgeführter Erfolgskontrollen nahelegen (vgl z. B. J. A. THOMAS, 1996; MELTER, 1996; SCHÜTZ & OCHSE, 1997; VON HAAREN et al., 1997). Jedes Wirtschaftsunternehmen erstellt Bilanzen, und mit Hilfe von Controlling-Verfahren wird häufig versucht, die Effizient zu steigern; im Naturschutz werden hierfür kaum Gelder zur Verfügung gestellt (vgl. auch Kap. 5 und HAEMISCH & KEHMANN, 1992).

4. **Fehlende Monitoringprogramme** führen zu erheblichen Fehleinschätzungen der tatsächlichen Gefährdung, wie am Beispiel von *G. nausithous* gezeigt wurde (vgl. Kap. 3 und 6). Außerdem sind die Ursachen des Rückgangs vieler Arten erst über solche Langzeitstudien zu ermitteln (vgl. Kap. 4 und 6 sowie J. A. THOMAS, 1996).

5. Für viele Arten fehlen außerdem **wissenschaftlich fundierte Kenntnisse zur Ökologie,** insbesondere zur Wirkung unterschiedlicher Managementmaßnahmen, wie Kap. 3 für *G. teleius* verdeutlicht hat.

Dies bedeutet, daß Naturschutzkonzepte neu überdacht werden müssen, wie bereits von zahlreichen Autoren gefordert (vgl. z. B. ROWECK, 1993; HENLE et al., 1995; KLEYER et al., 1996; SETTELE et al., 1996; J. A. THOMAS, 1996). Auf die bestehende große Diskrepanz zwischen Naturschutzforschung und Naturschutzpraxis weisen auch HENLE & MÜHLENBERG (1996) hin. Wesentliche, künftig stärker zu berücksichtigende Aspekte sind v. a.:

- **Die Einbindung des Umlandes zum Aufbau von Metapopulationen bei der Ausweisung von Naturschutzgebieten** (vgl. bspw. KLEYER et al., 1996).

- **Die Entwicklung landesweiter Zielvorgaben**
  Hierfür kann beispielhaft das Zielartenkonzept Baden-Württemberg genannt werden (RECK et al., 1996), das aber für die dort genannten Landesarten durch Zielkonzepte und Planungsvorgaben auf kommunaler Ebene, z. B. im Rahmen der Erstellung von Landschaftsplänen, fortgeführt bzw. räumlich präzisiert werden muß, um vergleichbare Entwicklungen wie durch die Gehölzpflanzungen verhindern zu können. Zur Entscheidung sich möglicherweise auf kommunaler Ebene ergebender Zielkonflikte vgl. z. B. KLEYER et al., (1996).
  G. nausithous und *G. teleius* wurden für Baden-Württemberg als Landesarten eingestuft. Dem unterschiedlichen Gefährdungsgrad wurde mit der Einstufung in Landesgruppe A für *G. teleius* und Landesgruppe B für *G. nausithous* Rechnung getragen (WALTER, 1996). Während für *G. teleius* der sehr hohe Gefährdungsgrad maßgeblich ist, ist das entscheidende Kriterium für *G. nausithous* v. a. die Repräsentanz (vgl. KAULE, 1991). Diese zumindest weitgehend europaendemische Art hat in

Baden-Württemberg einen wesentlichen Verbreitungsschwerpunkt. Damit kommt dem Land eine besondere Verpflichtung für den Erhalt dieser Art zu (KAULE, 1991).

- **Die Durchführung von Effizienzkontrollen für Naturschutzmaßnahmen**
  Deren Notwendigkeit haben auch die vorliegenden Ergebnisse bestätigt (vgl. Kap. 4 und 5). Wenn diese Maßnahmen zielorientiert sind (s. o.), dann sind auch Effizienzkontrollen mit vglw. geringem finanziellen Aufwand möglich (vgl. Kap. 5). Nur so läßt sich aus Fehlern bestehender Schutz- und Ausgleichskonzepte lernen und die Möglichkeit positiver Rückkoppelungen für andere Projekte nutzen. Außerdem könnten in diesem Rahmen auch die für die „politische Vermarktbarkeit" so dringend benötigten positiven Entwicklungstrends dokumentiert werden. Alle sinnvollen Konzepte scheitern, wenn der politische Wille zur Umsetzung und damit zur Bereitstellung der notwendigen Gelder fehlt. Dies ist auch ein psychologisches Problem, wie auch die vorliegende Untersuchung gezeigt hat. Der Naturschutz muß sich der Tatsache stellen, daß im Medienzeitalter die Themen große Unterstützung bekommen, die sich auch erfolgreich durch die Politik vermarkten lassen. Dies kann aber erst geschehen, wenn sich positive Entwicklungen auch dokumentieren lassen. Ein geeignetes Instrument sind bspw. die Blauen Listen in der Schweiz (GIGON et al., 1996), in denen erfolgreich erhaltene oder geförderte Tier- und Pflanzenarten der Roten Listen aufgenommen sind.

- **Monitoringprogramme zur realistischen Einschätzung der Bestandsentwicklung**
  Diese sind zumindest für die „Landesarten" des Zielartenkonzepts Baden-Württembergs notwendig. Für Gruppe A sind systematische Bestandsaufnahmen erforderlich. Für Gruppe B sollte eine repräsentative Auswahl von Standorten regelmäßig kontrolliert werden, um zu einer realistischen Einschätzung der Bestandsentwicklung zu gelangen. Für die ausreichende Berücksichtigung der Landesarten bei allen planerischen Fragestellungen sollten regelmäßig aktualisierte Verbreitungskarten veröffentlicht werden, für deren aussagefähigere Darstellungsform Kap. 6 Beispiele gibt. Nach einer systematischen Grundaufnahme könnten für die Fortschreibung in größerem Umfang ehrenamtliche Mitarbeiter eingesetzt werden, wie dies bspw. auch beim landesweiten Monitoring-Programm für Tagfalter in Großbritannien der Fall ist. Viele grundsätzlich naturschutzrelevante Fragestellungen konnten über dieses Monitoring (POLLARD & YATES, 1993) und ergänzende autökologische Studien an ausgewählten Arten (vgl. J. A. THOMAS, 1996) geklärt werden.

- **Die Berücksichtigung der Ergebnisse aus der Metapopulationsforschung im Rahmen von Eingriffsplanungen**
  Auch im Rahmen von Eingriffsplanungen müssen die Ergebnisse der Metapopulationsforschung zum Beispiel durch „Biologische Schnellprognosen" (vgl. AMLER et al.; 1996, HENLE & MÜHLENBERG, 1996; MÜHLENBERG et al., 1996) künftig stärker berücksichtigt werden. Der von HOVESTADT et al. (1991) und MÜHLENBERG et al. (1991) geprägte Begriff der biologischen Schnellprognose (PVP) hat allerdings viel Verwirrung gestiftet. Wichtig ist, daß dies kein Ersatz für die repräsentative Artenerfassung bei Eingriffsplanungen ist, sondern ergänzend bei Erfassung von Vorkommen der Landesarten notwendig wird. Im Fall der beiden untersuchten Arten wäre dies v. a. die Ermittlung der jeweiligen Metapopulationsstruktur und der relativen Bedeutung der durch den Eingriff betroffenen Teilpopulationen durch großräumigere Kartierung. Kap. 4 zeigt, daß nur so realistische Bewertungen der Schwere des Eingriffs möglich sind. Das Metapopulationskonzept bedeutet aber auch, daß Ausgleichsmaßnahmen künftig u. U. stärker auf Metapopulationsebene und nicht unbedingt im jeweiligen Teilgebiet erfolgen können und sollten und Lebensraumpotentiale bei der Bewertung stärker mit einfließen müssen als bisher (vgl. Kap. 4).

Generell erscheint der effektive Schutz an extensive Nutzungen gebundener Arten der Kulturlandschaft langfristig aber nur durch eine Reform der Landbewirtschaftung möglich. Diese ist primär abhängig von der Vergabe der EU-Subventionen. Nur wenn naturschutzrelevante Extensivnutzungen finanziell wieder attraktiv werden, werden diese auch erhalten bleiben (vgl. z. B. auch ROTH, 1994).

8. Literatur

AMLER, K., LOHRBERG, F. & G. KAULE (1996): Implementations of FIFB results in environmental planning. In: J. SETTELE, MARGULES, C., POSCHLOD, P. & K. HENLE (eds.): Species Survival in Fragmented Landscapes. - Dordrecht: 363-372.

BAUSCHMANN, G. (1988): Faunistisch-ökologische Untersuchungen zur Kenntnis der Ameisen des Vogelsberges (Hymenoptera, Formicidae). - Entomofauna **1**: 70-115.

BEGON, M., MORTIMER, M. & D. J. THOMPSON (1997): Populationsökologie. - Heidelberg.

BINK, F. (1992): Ecologische Atlas van de Dagvlinders van Noordwest-Europa. - Haarlem.

BINZENHÖFER, B. (1997): Vergleichende autökologische Untersuchungen an *Maculinea nausithous* BERGSTR. und *Maculinea teleius* BERGSTR. (Lepidoptera: Lycaenidae) im nördlichen Steigerwald. Unveröffentlichte Diplomarbeit. Fachrichtung Biogeographie der Universität des Saarlandes.

BLAB, J. & E. NOWAK (1983): Grundlagen, Probleme und Ziele der Roten Listen der gefährdeten Arten. - Natur und Landschaft **1**: 3-8.

BLAB, J. (1992): Isolierte Schutzgebiete, vernetzte Systeme, flächendeckender Naturschutz? Stellenwert, Möglichkeiten und Probleme verschiedener Naturschutzstrategien. - Natur und Landschaft **9**: 419-424.

BLÄSIUS, R., BLUM, E., FASEL, P., FORST, M., HASSELBACH, W., KINKLER, H., KRAUS, W., RODENKIRCHEN, J., ROESLER, R. U., SCHMITZ, W., STEFFNY, H., SWOBODA, G., WEITZEL, M. & W. WIPKING (1992): Rote Liste der bestandsgefährdeten Schmetterlinge (Lepidoptera; Tagfalter, Spinnerartige, Eulen, Spanner) in Rheinland-Pfalz. - Ministerium für Umwelt und Gesundheit (Hrsg.), Mainz.

BOCKHOLT, R., FUHRMANN, U. & G. BRIEMLE (1996): Anleitung zur korrekten Einschätzung von Intensitätsstufen der Grünlandnutzung. - Natur und Landschaft **6**: 249-251.

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. - 3. Aufl. Wien.

BROWN, J. H. & A. KODRIC-BROWN (1977): Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. - Ecology **58**: 445-449.

CLAUSNITZER, H.-J. & F. BERNINGHAUSEN (1991): Langjährige Ergebnisse von zwei Wiedereinbürgerungen des Laubfrosches mit Vorschlägen zum Artenschutz. - Natur und Landschaft **6**: 335-339.

CLAUSNITZER, H.-J. (1996): Entwicklung und Dynamik einer künstlich wiederangesiedelten Laubfrosch-Population. - Naturschutz und Landschaftsplanung **3**: 69-75.

CORNELSEN, R., IRMLER, U., PAUSTIAN, D., RIEGER, A. & H. WELSCH (1993): Effizienz von Uferrandstreifen als Elemente des Biotopverbundes. - Naturschutz und Landschaftsplanung **6**: 205-211.

DEN BOER, P. I. (1968): Spreading risk and stabilisation of animal numbers. - Acta Biotheoretica **18**: 165-194.

DEN BOER, P.I. (1981): On the survival of populations in a heterogenous and variable environment. - Oecologia **50**: 39-53.

EBERT, G. & E. RENNWALD (Hrsg.) (1991): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Bd. **2**: Tagfalter II. - Stuttgart.

EHRLICH, P. R. & D. D. MURPHY (1987): Conservation lessons from longterm studies of checkerspot butterflies. - Conservation Biology **1**: 22-131.

ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica. Bd. **9**. Göttingen.

ELLENBERG, H. (1991): Ökologische Veränderungen in Biozönosen durch Stickstoffeintrag. In: HENLE, K. & G. KAULE (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. - Berichte aus der ökologischen Forschung. Bd. 4. Jülich: 75-90.

ELLENBERG, H., WEBER, H., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & D. PAULISSEN (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - Scripta Geobotanica. Bd. 18. Göttingen.

ELMES, G. W. & J. A. THOMAS (1987): Die Gattung *Maculinea*, p. 354-368. In: SCHWEIZERISCHER BUND FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Tagfalter und ihre Lebensräume: Arten, Gefährdung, Schutz. - Basel.

ELMES, G. W. & J. A. THOMAS (1992): Complexity of species conservation in managed habitats: interaction between *Maculinea* butterflies and their ant hosts. - Biodiversity and Conservation **1**: 155-169.

ELMES, G. W., THOMAS, J. A. & J. C. WARDLAW (1991a): Larvae of *Maculinea rebeli*, a large-blue butterfly, and their *Myrmica* host ants - wild adoption and behavior in ant nests. - Journal of Zoology **223**: 447-460.

ELMES, G. W., WARDLAW, J. C. & J. A. THOMAS (1991b): Larvae of *Maculinea rebeli*, a large-blue butterfly, and their *Myrmica* host ants - patterns of caterpillar growth and survival. - Journal of Zoology **224**: 79-92.

ELMES, G. W., THOMAS, J. A., HAMMARSTEDT, O., MUNGUIRA, M. L., MARTIN, J. & J. G. VAN DER MADE (1994): Differences in host-ant specificity between Spanish, Dutch and Swedish Populations of the endangered butterfly, *Maculinea alcon* (DENNIS et SCHIFF.) (Lepidoptera). Memorabilia Zoologica **48**: 55-68.

ERHARDT, A. (1985): Wiesen und Brachland als Lebensraum für Schmetterlinge. Eine Feldstudie im Tavetsch (GR). - Basel.

ERZ, W. (1980): Naturschutz - Grundlagen, Probleme und Praxis. In: BUCHWALD, K. & W. ENGELHARDT (Hrsg.): Handbuch für Planung, Gestaltung und Schutz der Umwelt. Bd. **3**. - München: 560-637.

FEUCHT, U., GEISSLER, S. & H. RECK (1989): Artenhilfsprogramm für Tagfalter und Widderchen in Filderstadt. Unveröffentlichter Abschlußbericht. Erstellt im Auftrag des Umweltreferates der Stadt Filderstadt.

FIEDLER, K. (1988): Die Beziehungen von Bläulingspuppen (Lepidoptera: Lycaenidae) zu Ameisen (Hymenoptera: Formicidae). - Nachr. entomol. Ver. Apollo. N.F. **1**: 33-58.

FIEDLER, K. (1990): New information on the biology of *Maculinea nausithous* and *Maculinea teleius* (Lepidoptera: Lycaenidae). - Nota lepid. **4**: 246-256.

FIEDLER, K. (1991): Systematic, evolutionary, and ecological implications of myrmecophily within the Lycaenidae (Insecta: Lepidoptera: Papilionoidea). - Bonner Zoologische Monographien **31**.

FRANK, K., DRECHSLER, M. & C. WISSEL (1994): Überleben in fragmentierten Lebensräumen - Stochastische Modelle zu Metapopulationen. - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz **3**: 167-178.

GARBE, H. (1993): Hinweise zum Schutz des gefährdeten „Dunklen Ameisenbläulings" *Maculinea nausithous* BERGSTR. 1779 (Lepidoptera: Lycaenidae). - Nachr. entomol. Ver. Apollo. N.F. **1**: 33-39.

GEISSLER, S. (1990a): Autökologische Untersuchungen zu *Maculinea nausithous*. Unveröffentlichte Diplomarbeit. Institut für Landschaftsplanung der Universität Stuttgart.

GEISSLER, S. (1990b): Wissenschaftliche Begleituntersuchung zu einem Artenhilfsprogramm für *Maculinea nausithous* im Filderraum. Unveröffentlichter Abschlußbericht. Erstellt im Auftrag der Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Stuttgart.

GEISSLER, S. & J. SETTELE (1990): Zur Ökologie und zum Ausbreitungsverhalten von *Maculinea nausithous*, BERGSTRÄSSER 1779 (Lepidoptera, Lycaenidae). - Verh. Westd. Entom. Tag 1989. Düsseldorf: 187-193.

GEISSLER, S. & R. WALTER (1993): Zielartenkonzept Tagfalter zur Verlegung der B 173n zwischen Lichtenfels und Zettlitz. - Unveröffentlichtes Sondergutachten zum LBP. Erstellt im Auftrag des Instituts für Landschaftsplanung und Ökologie der Universität Stuttgart.

GELBRECHT, J. & M. WEIDLICH (1992a): Zur Gefährdung der Schmetterlinge Ostdeutschlands Vorschlag für eine Rote Liste. - Ent. Nachr. u. Ber. **36**: 152-158.

GELBRECHT, J. & M. WEIDLICH (1992b): Rote Liste Großschmetterlinge (Macrolepidoptera). - In: MINISTERIUM FÜR UMWELT NATURSCHUTZ UND RAUMORDNUNG (Hrsg.): Gefährdete Tiere im Land Brandenburg: 97-105.

GEYER, A. & M. BÜCKER (1992): Rote Liste gefährdeter Tagfalter (Rhopalocera) Bayerns. - Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz **111**: 206-213.

GIGON, A., LANGENAUER, R., MEIER, C. & B. NIEVERGELT (1996): „Blaue Listen" der erfolgreich erhaltenen oder geförderten Tier- und Pflanzenarten der Roten Listen. - Schweizerischer Wissenschaftsrat. Programm TA. Bern.

GOTTSCHALK, E. (1996): Population vulnerability of the Grey Bush Cricket Platycleis albopunctata (GOEZE 1778) (Ensifera: Tettigoniidae).- In: SETTELE, J., MARGULES, C., POSCHLOD, P. & K. HENLE (eds.). Species Survival in Fragmented Landscapes. - Dordrecht: 324-328.

GROSSER, N. (1993): Rote Liste der Schmetterlinge des Landes Sachsen-Anhalt (1. Fassung, Stand: Februar 1993). - Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt **9**: 60-72.

GRUTTKE, H. & S. WILLECKE (1993): Tierökologische Langzeitstudie zur Besiedlung neu angelegter Gehölzpflanzungen in der intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaft - ein E + E Vorhaben. Natur und Landschaft **7/8**: 367-376.

HAAREN, C. VON, JANSSEN, U., HAUBFLEISCH, E. & R. HORN (1997): Naturschutzfachliche Erfolgskontrollen von Pflege- und Entwicklungsplänen - Erfahrungen im Rahmen einer beispielhaften Durchführung an den Eifelmaaren. - Natur und Landschaft **7/8**: 319-327.

HAEMISCH, M. & L. KEHMANN (1992): Naturschutzbilanzen - Definierte Umweltqualitätsziele und quantitative Umweltqualitätsstandards im Naturschutz. - Natur und Landschaft **4**: 143-148.

HANSKI, I. (1991): Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. - Biol. J. of Linnean Soc. **42**: 17-38.

HANSKI, I. (1997): Metapopulation dynamics - from concepts and observations to predictive models. In: HANSKI, I. & M. GILPIN (eds.).: Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution. - San Diego: 69-91.

HANSKI, I. & M. GILPIN (1991): Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. - Biol. J. of Linnean Soc. **42**: 3-16.

HANSKI, I. & M. GYLLENBERG (1993): Two general Metapopulation models and the core-satellite species hypothesis. - American Naturalist **142**: 17-41.

HANSKI, I. & C. D. THOMAS (1994): Metapopulation dynamics and conservation: a spatially explicit model applied to butterflies. - Biological Conservation **68**: 167-180.

HANSKI, I., PAKALLA, T., KUUSSAARI, M. & G. LEI (1995): Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape. - Oikos **72**: 21-28.

HANSKI, I., MOILANEN, A. & M. GYLLENBERG (1996): Minimum Viable Metapopulation Size. - American Naturalist **147**: 527-541.

HARRISON, S. (1991): Local extinction in a matapopulation context: an empirical evaluation. - Biol. J. of Linnean Soc. **42**: 73-88.

HARRISON, S. (1994): Metapopulations and conservation. In: EDWARDS, P. J., MAY, R. M. & N. R. WEBB (eds.) Large scale Ecology and Conservation Biology. - Oxford: 111-128.

HARRISON, S. & A. D. TAYLOR (1997): Empirical evidence for Metapopulation dynamics. In: HANSKI, I. & M. GILPIN (eds.): Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution. - San Diego: 27-42.

HARRISON, S., MURPHY, D. D. & P. R. EHRLICH (1988): Distribution of the Checkerspot Butterfly *Euphydryas editha bayensis*: Evidence for a metapopulation model. - American Naturalist **132**: 360-382.

HEATH, J. (1981): Threatened Rhopalocera (Butterflies) in Europe. - Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Bad.-Württ. **21**: 217-218.

HECKENROTH, H. & D. LÜDERWALD (1997): Zusammenwirken von privatem und behördlichem Naturschutz, dargestellt am Beispiel der Diepholzer Moorniederung im Landkreis Diepholz. - Natur und Landschaft **1**: 25-28.

HENLE, K. & G. KAULE (1991): Zur Naturschutzforschung in Australien und Neuseeland: Gedanken und Anregungen für Deutschland. In: HENLE, K. & G. KAULE (Hrsg.): Arten- und Biotopschutzforschung für Deutschland. - Berichte aus der ökologischen Forschung **4**: 60-75.

HENLE, K. & M. MÜHLENBERG (1996): Area requirement and isolation: conservation concepts and application in central Europe. In: SETTELE, J., MARGULES, C., POSCHLOD, P. & K. HENLE (eds.): Species Survival in Fragmented Landscapes. - Dordrecht: 112-122.

HENLE, K., SETTELE, J. & G. KAULE (1995): Aufgaben, Ziele und erste Ergebnisse des Forschungsverbunds Isolation, Flächengröße, Biotopqualität (FIFB). - Verh. d. Ges. f. Ökologie **24**: 181-186.

HERMANN, G. & H. RECK (1991): Artenhilfsprogramm für Vögel in Filderstadt. - Unveröffentlichter Abschlußbericht. Erstellt im Auftrag des Umweltreferates der Stadt Filderstadt.

HESSELBARTH, G., VAN OORTSCHOT, H. & S. WAGNER (1995): Die Tagfalter der Türkei (3 Bände). - Bocholt.

HILL, J. K., THOMAS, C. D. & O. T. LEWIS (1996): Effects of habitat patch size and isolation on dispersal by *Hesperia comma* butterflies: implications for metapopulation structure. - Journal of Animal Ecology **65**: 725-735.

HÖLZINGER, J. (1987): Die Vögel Baden-Württembergs - Band 1 Gefährdung und Schutz. Teil 1: Artenschutzprogramm Baden-Württemberg Grundlagen. Biotopschutz. - Stuttgart.

HOCHBERG, M. E., THOMAS, J. A. & G. E. ELMES (1992): A modelling study of the population dynamics of a large blue butterfly, *Maculinea rebeli*, a parasite of red ant nests. - Journal of Animal Ecology **61**: 397-409.

HUTCHINSON, G. E. (1957): Concluding Remarks. - Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology **22**: 415-427.

JEDICKE, E. (1990): Biotopverbund. - Stuttgart.

JEDICKE, E. (1992): Gedanken zu einem Leistungsbild für Biotopverbundplanungen - Plädoyer für eine Naturschutzplanung auf fundierter Basis. - Naturschutz und Landschaftsplanung **2**: 71-74.

JEDICKE, E. (1994): Biotopverbund - Grundlagen und Maßnahmen einer neuen Naturschutzstrategie. - Stuttgart.

JEDICKE, E. (1996). Biotopverbund - ein Irrweg?. - Naturschutz und Landschaftsplanung **1**: 27-28.

KAULE, G. (1986): Arten- und Biotopschutz. 1. Auflage. - Stuttgart.

KAULE, G. (1991): Arten- und Biotopschutz. 2. Auflage. - Stuttgart.

KLEYER, M., KAULE, G. & J. SETTELE (1996): Landscape fragmentation and landscape planning with a focus on Germany. In: SETTELE, J., MARGULES, C., POSCHLOD, P. & K. HENLE (eds.): Species Survival in Fragmented Landscapes. - Dordrecht: 15-23.

KOCKELKE, K., HERMANN, G., KAULE, G., VERHAAG, M. & J. SETTELE (1994): Zur Autökologie und Verbreitung des Kreuzenzian-Ameisenbläulings, *Maculinea rebeli* (HIRSCHKE 1904). - Carolinea **52**: 93-109.

KRISTAL, P. M. & E. BROCKMANN (1989): „Rote Liste" der hessischen Tagfalter - Papilionoidea und Hesperioidea (erste Fassung, Stand 1.4.1989). - Nachr. entomol. Ver. Apollo. N.F. **2**: 103-124.

KUDRNA, O. (1986): Grundlagen zu einem Artenschutzprogramm für die Tagschmetterlingsfauna in Bayern und Analyse der Schutzproblematik in der BRD. - Nachr. ent. Ver. Apollo. Suppl. **6**.

KUDRNA, O. (1995): Grundlagen für den Schutz der Tagfalter und ihrer Biotope in der Rhön. - oedippus **10**: 1-46.

KUHN, W. (1998): Flächendeckende Analyse ausgewählter ökologischer Parameter. Europäische Hochschulschriften. Reihe XLII Ökologie, Umwelt und Landespflege. Bd **23**. - Frankfurt/M.

KUNZMANN, G., HARRACH, T. & H. VOLLRATH (1985): Artenvielfalt und gefährdete Arten von Grünlandgesellschaften in Abhängigkeit vom Feuchtegrad des Standorts. - Natur und Landschaft **12**: 490-494.

KUTTER, H. (1977): Hymenoptera - Formicidae. - Insecta Helv. **6**: 1-298.

LAUX, P. (1995): Populationsbiologische und ethologische Untersuchungen an *Maculinea nausithous* und *Maculinea teleius* (Insecta, Lepidoptera, Lycaenidae) im Naturschutzgebiet „Feuchtgebiet Dreisel"/Sieg. - Unveröffentlichte Diplomarbeit. Universität Bonn.

LEVINS, R. (1970): Extinction. In: M. GERSTENHABER (ed.): Some Mathematical Problems in Biology. American Mathematical Society, Providence: 77-107.

LUKHTANOV, V. & A. LUKHTANOV (1994): Die Tagfalter Nordwestasiens (Lepidoptera, Diurna). - Herbipoliana, Bd. **3**. Marktleuthen.

MALICKY, H. (1968): Freilanduntersuchungen über eine ökologsche Isolation zwischen *Maculinea teleius* Bgstr. und *Maculinea nausithous* Bgstr. (Lepidoptera, Lycaenidae). Wiss. Arb. Burgenld. **40**: 65-68.

MASCHWITZ, U. & K. FIEDLER (1988): Koexistenz, Symbiose, Parasitismus: Erfolgsstrategie der Bläulinge. - Spektrum der Wissenschaft **5**: 56-66.

MEISEL, K. & A. v. HÜBSCHMANN (1976): Veränderung der Acker- und Grünlandvegetation im nordwestdeutschen Flachland in jüngerer Zeit. - Schr. R. Vegetationskunde **10**: 109-124.

MELTER, J. (1996): Bestandsentwicklung von Uferschnepfen - Bewertung der Effizienz des Feuchtwiesenschutzes inner- und außerhalb von Schutzgebieten im östlichen Münsterland. Naturschutz und Landschaftsplanung **10**: 298-301.

MENZ, N. (1991): Beurteilung der Raumordnungstrasse B 173 Lichtenfels-Zettlitz. Fachbeitrag Vegetation. - Unveröffentlichter Abschlußbericht. Stand 1/1991. Erstellt im Auftrag des Instituts für Landschaftsplanung der Universität Stuttgart.

MIR (Ministerium für ländlichen Raum) (1988): Mindestinhalte der Biotopvernetzungsplanung. – Vervielf. Mskr. Entwurf Stand 12/88. Stuttgart.

Moore, N. W. (1975): Butterfly transects in a linear habitat 1964–1973. – Ent. Gaz. **26**: 71–78.

Mühlenberg, M. (1990): Langzeitbeobachtung für Naturschutz – Faunistische Erhebungs- und Bewertungsverfahren. – Ber. ANL **14**: 79–100.

Mühlenberg, M. (1993): Freilandökologie. 3. Auflage. – Heidelberg.

Mühlenberg, M., Henle, K., Settele, J., Poschlod, P., Seitz, A. & G. Kaule (1996): Studying species survival in fragmented landscapes: the approach of the FIFB. In: Settele, J., Margules, C., Poschlod, P. & K. Henle (eds.): Species Survival in Fragmented Landscapes. – Dordrecht: 153–160.

Münch, W. (1991): Die Ameisen des Federsee-Gebietes. Eine ökologische Bestandsaufnahme. – Dissertation. Universität Tübingen.

Nässig, W. A. (1995): Die Tagfalter der Bundesrepublik Deutschland: Vorschlag für ein modernes, phylogenetisch orientiertes Artenverzeichnis (kommentierte Checkliste) (Lepidoptera, Rhopalocera). – Ent. Nachr. u. Ber. **39**: 1–28.

New, T. R. (1993): Conservation Biology of Lycaenidae (Butterflies). – Occasional Paper of the IUCN Species Survival Comission 8. IUCN. Gland, Schweiz.

Oates, M. R. & M. S. Warren (1990): A review of butterfly introductions in Britain and Ireland. Godalming.

Osinski, E. (1996): Landschaftsanalyse. In: Reck, H., Walter, R., Osinski, E., Heinl, T. & G. Kaule: Räumlich differenzierte Schutzprioritäten für den Arten- und Biotopschutz in Baden-Württemberg (Zielartenkonzept). – Unveröffentlichtes Gutachten. Erstellt im Auftrag des Landes Baden-Württemberg, gefördert durch die Stiftung Naturschutzfonds.

Pauler, R., Kaule, G., Verhaag, M. & J. Settele (1995): Untersuchungen zur Autökologie des Schwarzgefleckten Ameisenbläulings, *Maculinea arion* Linnaeus 1758 (Lepidoptera: Lycaenidae) in Südwest-Deutschland. – Nachr. entomol. Ver. Apollo. N.F. **16**: 147–186.

Pauler-Fürste, R., Kaule, G. & J. Settele (1996): Aspects of population vulnerabilty of the Large Blue Butterfly, *Glaucopsyche (Maculinea) arion*, in South-West Germany. In Settele, J., Margules, C., Poschlod, P. & K. Henle (eds.). Species Survival in Fragmented Landscapes. – Dordrecht: 275–281.

Plachter, H. (1991): Biologische Dauerbeobachtung in Naturschutz und Landschaftspflege. In: Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.): Ökologische Dauerbeobachtung im Naturschutz – Symposium. Laufen/Salzach: 7–29.

Plachter, H. (1992): Naturschutzkonforme Landschaftsentwicklung zwischen Bestandsicherung und Dynamik. „Landschaftspflege – Quo vadis?" – Kolloquium zur Standortbestimmung und Entwicklung der Landschaftspflege. Landesanstalt für Umweltsch. Bad.-Württ.: 143–198.

Poethke, H. J., Griebeler, E. M. & R. Pauler (1994): Individuenbasierte Modelle als Entscheidungshilfe im Artenschutz. – Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz **3**: 197–206.

Poethke, H. J., Gottschalk, E. & A. Seitz (1996): Gefährdungsgradanalyse einer räumlich strukturierten Population der Westlichen Beißschrecke (*Platycleis albopunctata*): Ein Beispiel für den Einsatz des Metapopulationskonzepts im Artenschutz. – Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz **5**: 229–242.

Pollard, E., Hall, M. L. & T. J. Bibby (1986): Monitoring the abundance of butterflies 1976–1985. Research & Survey in Nature Conservation Series. No. 2. Nature Conservancy Council. Peterborough.

Pollard, E. & T. J. Yates (1993): Monitoring Butterflies for Ecology and Conservation. – London.

Pretscher, P. (1984): Rote Liste der Großschmetterlinge (Makrolepidoptera). In: Blab, J., Nowak, E., Trautmann, W. & H. Sukopp (Hrsg.). Naturschutz aktuell 1. Rote Liste der gefährdeten Tiere und Pflanzen in der Bundesrepublik Deutschland. – Greven: 53–63.

Raqué, K.-F. (1989): Faunistik und Ökologie der Ameisenarten Baden-Württembergs. Ein Beitrag zum Artenschutzprogramm und zur Erstellung einer vorläufigen Roten Liste. – Inaugural-Dissertation an der naturwissenschaftlich-mathematischen Gesamtfakultät der Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg.

RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN (Hrsg.), (1992): Richtlinie des Rates zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. FFH Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG vom 21. Mai 1992). - Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 206: 7-50.

RECK, H. (1993): E + E Vorhaben Pappelhof: Entwicklung naturnaher Biotope auf bisher landwirtschaftlich genutzten Flächen am Beispiel des Pappelhofes im Saarland. - Natur und Landschaft **7/8**: 394-403.

RECK, H. (1995): Arten- und populationsorientierte Grundlagen für die Planung - Beispiele aus der Flurbereinigung Hettingen auf der Schwäbischen Alb (Baden-Württemberg). - Schr.-R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz. **43**: 247-280.

RECK, H., WALTER, R., OSINSKI, E., HEINL, T. & G. KAULE (1996): Räumlich differenzierte Schutzprioritäten für den Arten- und Biotopschutz in Baden-Württemberg (Zielartenkonzept). - Unveröffentlichtes Gutachten. Erstellt im Auftrag des Landes Baden-Württemberg, gefördert durch die Stiftung Naturschutzfonds.

REICH, M. & V. GRIMM (1996): Das Metapopulationskonzept in Ökologie und Naturschutz: eine kritische Bestandsaufnahme. - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz **5**: 123-139.

REINHARDT, R. & R. THUST (1991): Rote Liste mit Gefährdungsanalyse der Tagfalter Sachsens. In: INSTITUT FÜR LANDESFORSCHUNG UND NATURSCHUTZ (Hrsg.): Rote Liste der Großpilze, Moose, Farn- und Blütenpflanzen sowie Wirbeltiere und Tagfalter im Freistaat Sachsen. - Dresden: 105-134.

REMMERT, H. (1988): Naturschutzforschung und -vermittlung als Aufgabe der Universitäten. - Ber. ANL **12**: 13-17.

RIECKEN, U. (1991): Einfluß landwirtschaftlicher Nutzung auf die Arthropodenfauna seeufernahen Grünlands am Beispiel der Spinnen (Araneae). - Faun. ökol. Mitt. **6**: 243-259.

RIECKEN, U., RIES, U. & A. SSYMANK (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. - Greven.

ROTH, D. (1994): Zum Konflikt zwischen Landwirtschaft und Naturschutz sowie Lösungen für seine Überwindung. - Natur und Landschaft **9**: 407-411.

ROWECK, H. (1987): Untersuchung für ein Biotopverbundsystem im Gebiet des Nachbarschaftsverbandes Stuttgart und in angrenzenden Teilen der Region Mittlerer Neckar. Band **2**: Vorschläge für Maßnahmen in den Städten und Gemeinden. Nachbarschaftsverband Stuttgart (Hrsg.). Stuttgart.

ROWECK, H. (1993): Zur Naturverträglichkeit von Naturschutz-Maßnahmen. - Verh. d. Ges. f. Ökologie **22**: 15-20.

SCHÄFER, W. (1980): Die Großschmetterlinge von Stuttgart und der näheren Umgebung. - Mitt. ent. Ver. Stuttgart **15**: 17-178.

SCHADEWALD, G. (1986): Zum Rückgang von *Maculinea teleius* BERGSTR. und *Maculinea nausithous* BERGSTR. (Lepidoptera: Lycaenidae). - Mitt. Int. Ent. Ver. Frankfurt **11**: 17-19.

SCHMELZER, B. (1990): Untersuchung für ein Biotopverbundsystem im Gebiet des Nachbarschaftsverbandes Stuttgart und in angrenzenden Teilen der Region Mittlerer Neckar. Band **1**: Biotopverbundsystem. - Regionalverband Mittlerer Neckar (Hrsg.). Stuttgart.

SCHROTH, M. & U. MASCHWITZ (1984): Zur Larvalbiologie und Wirtsfindung von *Maculinea teleius* (Lepidoptera: Lycaenidae), eines Parasiten von *Myrmica laevinodis* (Hymenoptera: Formicidae). - Ent. Gener. **9**: 225-230.

SCHÜTZ, P. & M. OCHSE (1997): Effizienzkontrolle von Pflege- und Entwicklungsplänen für Schutzgebiete in Nordrhein-Westfalen. - Naturschutz und Landschaftsplanung **1**: 20-31.

SCHURIAN, K. G. (1984): Das Problem des Rückgangs der beiden Bläulingsarten *Maculinea teleius* BERGSTR. und *Maculinea nausithous* BERGSTR. - Mittl. Int. Ent. Ver. Frankfurt **9**: 10-12.

SEBALD, O., SEYBOLD, S. & G. PHILIPPI (1990ff.): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Stuttgart.

SEIFERT, B. (1986): Vergleichende Untersuchungen zur Habitatwahl von Ameisen. - Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz **5**: 1-124.

SEIFERT, B. (1990): Wie wissenschaftlich wertlose Fangzahlen entstehen - Auswirkungen artspezifischen Verhaltens von Ameisen an Barberfallen direkt beobachtet. - Ent. Nachr. u. Ber. **1**: 21-27.

SETTELE, J. (1990a): Zur Hypothese des Bestandsrückgangs von Insekten in der Bundesrepublik Deutschland: Untersuchungen zu Tagfaltern in der Pfalz und die Darstellung der Ergebnisse auf Verbreitungskarten. - Landschaft + Stadt **3**: 88-96.

SETTELE, J. (1990b): Akute Gefährdung eines Tagfalterlebensraumes europaweiter Bedeutung im Landkreis südliche Weinstraße. - Landschaft + Stadt **1**: 22-26.

SETTELE, J. (1992): Nischen für die Tagfalterfauna in Raum und Zeit. In: C. GANZERT (Hrsg.): Lebensräume. Vielfalt der Natur durch Agrikultur. - Beih. z. Naturschutzforum. Naturschutzbund Deutschland: 67-75.

SETTELE, J. (1998): Metapopulationsanalyse auf Rasterdatenbasis - Möglichkeiten des Modelleinsatzes und der Ergebnisumsetzung im Landschaftsmaßstab am Beispiel von Tagfaltern. - Umweltforschngszentrum Leipzig-Halle GmbH (Hrsg.). Stuttgart.

SETTELE, J. & S. GEISSLER (1987): Ökologisch sinnvolle Grabenpflege in Filderstadt: Auswirkungen auf die vom Aussterben bedrohte Schmetterlingsart *Maculinea nausithous* - der Blauschwarze Moorbläuling. - Unveröffentlichter Abschlußbericht. Erstellt im Auftrag des Umweltschutzreferates Filderstadt.

SETTELE, J. & S. GEISSLER (1988): Schutz des vom Aussterben bedrohten Blauschwarzen Moorbläulings durch Brachenerhalt, Grabenpflege und Biotopverbund im Filderraum. - Natur und Landschaft **11**: 467-470.

SETTELE, J., HENLE, K. & C. BENDER (1996): Metapopulationen und Biotopverbund: Theorie und Praxis am Beispiel von Schmetterlingen und Reptilien. - Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz **6**: 187-206.

STACEY, P. B., JOHNSON, V. A. & M. L. TAPER (1997): Migration within Metapopulations - The impact upon local population dynamics. In: HANSKI, I. & M. GILPIN (eds.).: Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution. - San Diego: 267-291.

STEINER, R. (1996): Habitatnutzung, Arealdynamik und Schutzaspekte einer Population des Segelfalters (*Iphiclides podalirius*, LINNAEUS 1758) im Heckengäu (Baden-Württemberg). - Unveröffentlichte Diplomarbeit. Fakultät für Biologie der Universität Hohenheim.

STERNBERG, K (1995): Regulierung und Stabilisierung von Metapopulationen bei Libellen, am Beispiel von *Aeshna subarctica elisabethae* DJAKONOV im Schwarzwald (Anisoptera: Aeshnidae). - Libellula **1/2**: 1-39.

SUTCLIFFE, O. L., THOMAS, C. D. & D. PEGGIE (1997): Area-dependant migration by a ringlet butterflies generates a mixture of patchy population and metapopulation attributes. - Oecologia **109**: 229-234.

THOMAS, C. D. (1995): Ecology and conservation of butterfly metapopulations in the fragmented British landscape. In: A. S. PULLIN (ed.). Ecology and Conservation of Butterflies. - London: 46-63.

THOMAS, C. D. & S. HARRISON (1992): Spatial dynamics of a patchily distributed Butterfly species. - Journal of Animal ecology **61**: 437-446.

THOMAS, C. D. & T. M. JONES (1993): Partial recovery of a skipper butterfly (*Hesperia comma*) from population refuges: lessons for conservation in a fragmented landscape. - Journal of Animal Ecology **62**: 472-481.

THOMAS, C. D. & I. HANSKI (1997): Butterfly Metapopulations. In: HANSKI, I. & M. GILPIN (eds.).: Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution. - San Diego: 359-386.

THOMAS, C. D., THOMAS, J. A. & M. S. WARREN (1992): Distributions of occupied and vacant Butterfly habitats in fragmented landscapes. - Oecologia **92**: 563-567.

THOMAS, J. A. (1976): The ecology of the Large Blue Butterfly. Annual Report. - Institute of Terrestrial Ecology: 25-27.

THOMAS, J. A. (1977): Second Report on the Ecology and Conservation of the Large Blue butterfly. - I.T.E. Project No. 400. Monkswood.

THOMAS, J. A. (1980): Why did the large blue become extinct in Britain? - Oryx **3**: 243-247.

THOMAS, J. A. (1984): The behavior and habitat requirements of *Maculinea nausithous* (the dusky large blue butterfly) and *Maculinea teleius* (the scarce large blue butterfly) in France. - Biological Conservation **28**: 325-347.

THOMAS, J. A. (1989): The return of the large blue butterfly. - British Wildlife **1**: 2-13.

THOMAS, J. A. (1995): The ecology and conservation of *Maculinea arion* and other European species of Large Blue Butterfly. In: A. S. PULLIN (ed.). Ecology and conservation of Butterflies. - London: 180-197.

THOMAS, J. A. (1996): The case for a science-based strategy for conserving threatened butterfly populations in the UK and north Europe. In: SETTELE, J., MARGULES, C., POSCHLOD, P. & K. HENLE (eds.): Species Survival in Fragmented Landscapes. - Dordrecht: 1-6.

THOMAS, J. A. & G. W. ELMES (1992): The Ecology and Conservation of *Maculinea* Butterflies and their Ichneumon Parasitoids. In: PAVLICEK-VAN SEEK, T., OVAA, A. H. & J. G. VAN DER MADE (eds.): Future of Butterflies in Europe. - Department of Nature Conservation. Agricultural University Wageningen: 116-123.

THOMAS, J. A. & G. W. ELMES (1993): Specialized searching and the hostile use of allomones by a parasitoid whose host, the butterfly *Maculnea rebeli*, inhabitats ant nests. - Anim. Behav. **45**: 593-602.

THOMAS, J. A. & J. C. WARDLAW (1990): The effect of queen ants on the survival of *Maculinea arion* in *Myrmica* ant nests. - Oecologia **85**: 87-91.

THOMAS, J. A. & J. C. WARDLAW (1992): The capacity of a *Myrmica* ant nest to support a predacious species of *Maculinea* butterfly. - Oecologia **91**: 101-109.

THOMAS, J. A., ELMES, G. W., WARDLAW, J. C. & M. WOYCIECHOWSKI (1989): Host specifity among *Maculinea* butterflies in *Myrmica* ant nests. - Oecologia **79**: 452-457.

THOMAS, J. A., MUNGUIRA, M. L., MARTIN, J. & G. W. ELMES (1991): Basal hatching of *Maculinea* butterfly eggs: a consequence of advanced myrmecophily? - Biol. J. of Linnean Soc. **44**: 175-184.

THUST, R. (1993): Rote Liste der Tagfalter (Lepidoptera: Papilionoidea et Hesperioidea) Thüringens. In: THÜRINGER LANDESAMT FÜR UMWELT (Hrsg.): Rote Liste ausgewählter Pflanzen- und Tierarten sowie Pflanzengesellschaften des Landes Thüringen. - Naturschutzreport 5. Jena: 106-109.

VENNEMANN, B. (1996): Wissenschaftliche Begleituntersuchung zu dem Hilfsprogramm für *Maculinea nausithous* BERGST. (Lepidoptera, Lycaenidae) im Filderraum unter Einbeziehung von Habitatansprüchen der Formiciden *Myrmica scabrinodis* NYL. und *Myrmica rubra* L. - Unveröffentlichte Diplomarbeit. Institut für Landschaftsplanung und Ökologie der Universität Stuttgart.

WALTER, R. (1996): Tagfalter und Widderchen. In: RECK, H., WALTER, R., OSINSKI, E., HEINL, T. & G. KAULE: Räumlich differenzierte Schutzprioritäten für den Arten- und Biotopschutz in Baden-Württemberg (Zielartenkonzept). - Unveröffentlichtes Gutachten. Erstellt im Auftrag des Landes Baden-Württemberg, gefördert durch die Stiftung Naturschutzfonds.

WARREN, M. S. (1987): The ecology and conservation of the Heath Fritillary Butterfly. *Meticta athalia*. II. Adult population structure and mobility. - Journal of Applied Ecology **24**: 483-498.

WEIDEMANN, H.-J. (1986): Tagfalter Band 1: Entwicklung-Lebensweise. - Melsungen.

WELLER, F. (1983): Stickstoffumsatz in einigen obstbaulich genutzten Böden Südwestdeutschlands. - Z. Pflanzenernährung Bodenkunde **146**: 261-270.

WELLER, F. (1990): Erläuterungen zur Ökologischen Standorteignungskarte für den Landbau in Baden-Württemberg 1 250 000. - In: MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHEN RAUM, ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.): Ökologische Standorteignungskarte für den Landbau in Baden-Württemberg 1 : 250 000. - Stuttgart.

WILSON, D. S. (1992): Complex interactions in metacommunities, with implications for biodiversity and higher level of selection. - Ecology **73**: 1984-2000.

WYNHOFF, I. (1991): Pimpernelblauwtjes weer terug in Nederland? - Vlinders **4**: 17-22.

WYNHOFF, I. & J. VAN DER MADE (1995): Reintroduction of *Maculinea teleius* and *Maculinea nausithous* in the Netherlands in 1990. - Proceedings of the Section Experimental and Applied Entomology of the Netherland's Entomological Society **6**: 79-80.

WYNHOFF, I., OOSTERMEIJER, J. G. B., SCHEPER, M. & J. G. VAN DER MADE (1996): Effects of habitat fragmentation on the butterfly *Maculinea alcon* in the Netherlands. In: SETTELE, J., MARGULES, C., POSCHLOD, P. & K. HENLE (eds.): Species Survival in Fragmented Landscapes. - Dordrecht: 15-23.

Dank

An erster Stelle bedanke ich mich bei meinem Mann THOMAS und meinem Sohn MALTE für Ihre Geduld und ihr Verständnis, insbesondere während der gelegentlich turbulenten Endphase dieser Arbeit. IRMGARD LECHLER, USCHI KNÖDLER, REGINE BARTH und GABI MEDAM haben mit liebevoller Kinderbetreuung ebenfalls entscheidend zum Abschluß dieser Arbeit beigetragen.
Meinen Eltern möchte ich für die Möglichkeit des Studiums und für Ihre immerwährende psychische Unterstützung während der Ausbildungsjahre danken.
Für die Übernahme des Themas, die große Freiheit bei der Gestaltung der Inhalte und die fachlichen Ratschläge bedanke ich mich ganz herzlich bei meinem Doktor-Vater Prof. Dr. GISELHER KAULE. Stets ein offenes Ohr, Diskussionsbereitsschaft, Unterstützung bei den Regressionsanalysen und umfangreiche konstruktive Kritik fand ich bei PD Dr. JOSEF SETTELE, wofür ich sehr dankbar bin. Auch ROSWITHA WALTER war mir wichtige Diskussionspartnerin und willkommene Geländebegleiterin.
BIRGIT BINZENHÖFER bin ich sehr dankbar für die vielen, aus ihrer Arbeit resultierenden Diskussionsansätze. Auch die Diplomarbeit von BIRGIT VENNEMANN hat wesentlich zur Abrundung vieler Aspekte beigetragen.
ELISABETH OSINSKI danke ich für die fachkundigen Anregungen zu den landesweit verfügbaren digitalen Kartengrundlagen sowie für die Unterstützung bei der Kartenerstellung zur Verbreitung potentieller Standorte (Abb. 25c).
SANDRA WIDMAIER gilt mein Dank für die graphische Umsetzung der Abbildungen 1, 12 und 23.
Herrn Dr. JÄGER von der Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Stuttgart danke ich herzlich für den Anstoß der Langzeituntersuchung durch Beauftragung des Artenhilfsprogramms und die damit verbundene finanzielle Unterstützung. Auch Prof. Dr. GISELHER KAULE gebührt mein Dank für die Beauftragung zur Erstellung des Zeilartenkonzepts in den Mainauen. Die in diesem Rahmen emittelten Daten sind wesentlicher Bestandteil dieser Arbeit.
Ohne den unermüdlichen, überwiegend ehrenamtlichen Einsatz von WOLFGANG FELDNER wäre die Umsetzung des Artenhilfsprogramms weitgehend im Sande verlaufen und die Gefährdungssituation von *Glaucopsyche nausithous* im Filderraum sicherlich wesentlich kritischer zu beurteilen. Auch ihm gebührt deshalb mein herzlicher Dank.
SIGFRIED KNOLL, meinem damaligen Arbeitgeber, danke ich für die Möglichkeit flexibler Arbeitszeitgestaltung – insbesondere während der Geländezeiten – die ebenfalls Grundlage für das Zustandekommen dieser Arbeit war.

HERBIPOLIANA

Buchreihe zur Lepidopterologie (Herausgeber: Dr. ULF EITSCHBERGER)

Bd. 1: EITSCHBERGER, U.: Systematische Untersuchungen am *Pieris napi-bryoniae*-Komplex (s. l.) (Pieridae). 1984. Textband: 504 S., Tafelband 601 S. mit 110 Farbtafeln. Ungewöhnlich umfangreiche und sehr gut ausgestattete Monographie. Die Farbtafeln zeigen die Tiere in Originalgröße. Format DIN A 4. DM 520,– Subskriptionspreis DM 450,– (gilt bei Abnahme aller erscheinenden Teile).
Bd. 2: HACKER, H.: Die Noctuidae Griechenlands. Mit einer Übersicht über die Fauna des Balkanraumes. Die Arbeit behandelt alle 787 am Balkan vorkommenden Noctuidae-Arten. Die griechische Fauna mit 619 Arten wird detailliert dargestellt. Weiterhin erfolgt eine ausführliche Behandlung der Faunen Jugoslawiens (ohne Alpengebiete; 640 Arten), Albaniens (285 Arten), Bulgariens (621 Arten) und Rumäniens (südlicher Teil; 536 Arten) nach modernen taxonomischen und nomenklatorischen Gesichtspunkten. 37 Tafeln, davon 13 in Farbe. Verbreitungskarten für alle in Griechenland vorkommenden Arten. 590 S. Ganzleinenband. DM 450,–
Bd. 3: LUKHTANOV, V. & A.: Die Tagfalter Nordwestasiens. Butterflies of North-West Asia. Die erste und sehr umfassende Darstellung der in diesem Gebiet Rußlands vorkommenden über 400 Tagfalterarten. Sehr viele neue oder bisher nie publizierte Daten auch zur Biologie. Das Standardwerk auf viele Jahre hinaus. Englische Zusammenfassung bei jedem Taxon. 51 Strichzeichnungen von Genitalpräparaten im Text, 19 Karten zur landschaftlichen Untergliederung des Gebietes, 52 Farbtafeln mit den vergrößert abgebildeten Arten, 4 Farbtafeln mit Biotopaufnahmen, 400 Verbreitungskarten. 440 S. Fadenheftung, fester Einband. DM 248,–
Bd. 4: DANNER, F. EITSCHBERGER, U. & B. SURHOLT: Die Schwärmer der westlichen Palaearktis (Lepidoptera, Sphingidae). Ein umfassendes Nachschlagewerk mit kompletter Beschreibung und Überarbeitung von 165 Schwärmer-Taxa, darunter 7 neue Art- und 3 neue Unterartbeschreibungen. Mit neuen Erkenntnissen über die Gattungen *Sphinx, Hyloicus, Laothoe, Hyles* und *Hemaris*. Großer Wert wird auch auf die Praeimaginalstadien verwendet, mit detaillierten Angaben zu den Raupenfutterpflanzen und ausführlichen und exakten Zuchthinweisen. Textband: 368 S., u. a. 84 Verbreitungskarten. Tafelband: 772 S., 122 Farbtafeln, 293 Tafeln Genitalabbildungen, 156 Tafeln Rasterelektronenmikroskop-Aufnahmen. Beide Bände Fadenheftung, fester Einband, vierfarbiger Schutzumschlag, Format A4. 1998. zusammen DM 620,–
Bd. 5: BECK, H.: Die Larven der europäischen Noctuidae. Eine umfassende wissenschaftliche Bearbeitung der Raupen der europäischen Noctuidae. Ausführliche, vergleichende morphologische Beschreibungen, Chaetotaxie, Bestimmungsschlüssel, Revision der Noctuiden-Systematik. Dieses einzigartige Werk ist auf 4 Teilbände angelegt, wovon Vol. I (Text: 864 S., zahlreiche Abbildungen) und Vol. II (Zeichnungen: 448 S., über 1000 Figuren mit zahlreichen Teilfiguren) jetzt erschienen sind. Vol. III (ca. 1600 Farbfotos der Raupen) und Vol. IV (Text zu Vol. III: Kurzbeschreibungen in Deutsch und Englisch) folgen. Alle Bände Fadenheftung, fester Einband, vierfarbiger Schutzumschlag, Format A4. 1999. Vol. I + II zusammen DM 560,–

NEUE ENTOMOLOGISCHE NACHRICHTEN

Bd. 25: SCHINTLMEISTER, A.: Zoogeographie der palaearktischen Notodontidae (Lepidoptera). 1989. 20 z. T. ganzseitige Abbildungen, umfangreiche Tabellen, 116 S. DM 42,–
Bd. 26: REISSINGER, E.: Die geographisch-subspezifische Gliederung von *Colias alfacariensis* RIBBE, 1905 unter Berücksichtigung der Migrationsverhältnisse (Lepidoptera: Pieridae). 1989. 82 Tafeln, davon 14 in Farbe, 351 S. DM 145,–
Bd. 27: HACKER, H.: Die Noctuidae Vorderasiens. 1990. 18 Tafeln, davon 6 in Farbe, 740 S. DM 170,–
Bd. 28: RENNER, F.: Neue Untersuchungsergebnisse aus der *Pyrgus alveus* HÜBNER-Gruppe in der Palaearktis unter besonderer Berücksichtigung von Süddeutschland (Lepidoptera: Hesperidae). 1991. 30 S/W-Tafeln, zahlreiche Textfiguren und Tabellen, 157 S. DM 85,–
Bd. 29: JOHNSON, K.: The Palaearctic "Elfin" Butterflies (Lycaenidae, Theclinae). 1992. 12 S/W-Tafeln, zahlreiche Strichzeichnungen und Verbreitungskarten, 141 S. DM 65,–
Bd. 30: REINHARDT, R. & R. THUST: Zur Entwicklung der Tagfalterfauna 1981–1990 in den ostdeutschen Ländern mit einer Bibliographie der Tagfalterliteratur 1949–1990 (Lepidoptera, Diurna). 1993. Verbreitungskarten für jede Art, 285 S. DM 110,–
Bd. 31: EBERT, K.: Die Großschmetterlinge des Vogtlandes (Insecta, Lepidoptera). 1993. 8 Seiten mit S/W-Abbildungen von Biotopen, 172 S. DM 96,–
Bd. 32: BINDER, A.: Beitrag zur Schmetterlingsfauna Böhmens (Insecta, Lepidoptera). 1994. 137 S. DM 72,–
Bd. 33: FETZ, R.: Larvalmorphologische Beiträge zum phylogenetischen System der ehemaligen Oecophoridae (Lepidoptera, Gelechioidea). 1994. 166 Strichzeichnungen im Text, 270 S. DM 95,–
Bd. 34: HÜBNER, J.: Index Larvarum europaeorum Lepidopterorum earumque nutrimenam quae in Opera Jacobo Hübner effigiatae sunt, adjectis denominationibus auctorum verorum. Verzeichnis europäischer Schmettlinge in ihren verlarvten Ständen. 1995. 20 S. + 24 S. Faksimilie, 3 S/W- und 5 Farbtafeln. DM 115,–
Bd. 35: ESCHE, T.: Konkurrieren Nachtschmetterlinge um Blüten? Untersuchungen zu Nischentrennung und Bestäubungseffektivität (Insecta, Lepidoptera). 1996. Zahlreiche S/W-Abbildungen im Text, umfangreicher Tabellenteil, 194 S. DM 120,–
Bd. 36: BECK, H.: Systematische Liste der Noctuidae Europas (Lepidoptera, Noctuidae). 1996. 122 S. DM 55,–
Bd. 37: DUBATOLOV, V. V.: Three contributions to the knowledge of palearctic Arctiinae (Lepidoptera, Arctiidae). 1996. 1 Farbtafel, 79 S. DM 98,–
Bd. 38: VAN MASTRIGT, H.: *Delias*-studies (Lepidoptera, Pieridae). 1996. 12 Verbreitungskarten, 6 Farbtafeln, 56 S. DM 76,–
Bd. 39: KÖPPEL, CHR.: Die Großschmetterlinge (Makrolepidoptera) der Raststatter Rheinaue: Habitatwahl sowie Überflutungstoleranz und Überlebensstrategien. 1997. 624 S., DM 160,–
Bd. 40: BÁLINT, Z. & K. JOHNSON: Reformation of the *Polyommatus* section with a taxonomic and biogeographic overview (Lepidoptera, Lycaenidae, Polyommatini). 1997. 4 Farbtafeln, 68 S., DM 52,–
Bd. 41: Sammelband: Studies on Neotropical Lepidoptera; Studies on Russian Butterflies; Studies on Chinese Butterflies; Studies on Vietnamese Butterflies (Insecta, Lepidoptera). 20 Arbeiten. 1998. 41 Farbtafeln, 302 S., DM 165,–
Bd. 42: ZAHM, N.: Zusammenhänge zwischen Arealsystemen, vertikaler Verbreitung und Habitatbindung von Faunenelementen am Beispiel der Rhopalocera (Lepidoptera) der Majella (Apennin). 1999. 292 S., DM 95,–
Bd. 43: REINHARDT, R., PIMPL, F. & U. EITSCHBERGER: Fragmentarisches Verzeichnis der Schmetterlinge Europas und angrenzender Regionen mit einem vorläufigen Vorschlag zur Festlegung von Identifikationsnummern. 1999. 2 Teile (704 bzw. 308 S.), DM 270,–

Die Bände 20: HUEMER (Kleinschmetterlinge an Rosaceae unter besonderer Berücksichtigung ihrer Vertikalverbreitung), 21: MÖRTTER (Vergleichende Untersuchungen zur Faunistik und Ökologie der Lepidopteren in unterschiedlich strukturierten Waldflächen im Kottenforst bei Bonn), 22/23: WOLF, W. (Systematische und synonymische Liste der Spanner Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung der DENIS & SCHIFFERMÜLLERschen Taxa) + ARBEITSGEMEINSCHAFT NORDBAYERISCHER ENTOMOLOGEN (Prodromus der Lepidopterenfauna Nordbayerns) und 24: SCHURIAN (Revision der *Lysandra*-Gruppe des Genus *Polyommatus* LATR.) sind vergriffen.

Die Subskriptionspreise liegen deutlich unter den angegebenen Einzelheft-Preisen!
Zu beziehen durch: Verlag Dr. ULF EITSCHBERGER, Humboldtstr. 13a, D-95168 Marktleuthen